

**Mémoire de maîtrise présenté
à l'Université du Québec à Trois-Rivières**

**Comme exigence partielle
de la maîtrise en sciences de l'environnement**

**par
Martine Grenier**

**Détermination des communautés phytobenthiques de
référence et des objectifs de restauration des rivières
du Québec**

Avril 2005

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

REMERCIEMENTS

Ce projet de maîtrise n'aurait pu être réalisé sans l'aide et l'appui de nombreuses personnes. Je tiens d'abord à remercier mon directeur, Stéphane Campeau, de m'avoir apporté le support nécessaire, de m'avoir permis de vivre de belles expériences professionnelles (conférences, stage) et surtout d'avoir cru en mes capacités. Merci Isabelle de ton aide, de tes conseils et de ta patience sans lesquels rien n'aurait été possible. Tu as été un modèle pour moi. Merci à Alain Chalifour et Jean-Jacques Frenette pour votre collaboration appréciée sur mon comité d'orientation. Merci à tous les gens du Laboratoire de recherche sur les bassins versants, Maxime, Yann, Mylène, Martin, Marie-Andrée et Amélie pour votre collaboration et pour tous les moments de plaisirs qui ont été nombreux et le seront encore. Un merci spécial à Isabelle, Mylène, Vincent (Meg) et mes parents qui m'ont aidé dans mes longues campagnes d'échantillonnage à travers le Québec.

Cette étude a été réalisée grâce au support financier du Fonds d'action québécois pour le développement durable (FAQDD), du Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), du Programme d'aide à la recherche et au développement (PARDE) du ministère de l'Environnement, du Fonds québécois pour la recherche sur la nature et les technologies (FQRNT), de la Fondation de l'UQTR et de la Fondation de la Faune du Québec. L'étude a également bénéficié du support du ministère de l'Environnement qui a fourni les analyses physico-chimiques, de la Direction du patrimoine écologique et du développement durable du ministère de l'Environnement, du ministère des Ressources Naturelles et du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation qui ont fourni les fichiers numériques.

Merci à Stéphanie d'avoir révisé mon texte avec professionnalisme et enthousiasme.

Un merci particulier à Frédéric, mes parents, ma sœur et mon beau frère, pour votre soutien et votre compréhension.

RÉSUMÉ

La restauration des milieux aquatiques dégradés doit s'effectuer en fonction d'objectifs de restauration basés sur une connaissance adéquate des conditions naturelles du milieu. Or les objectifs de restauration sont souvent mal définis, notamment en ce qui concerne le niveau d'intégrité écologique à atteindre. Une connaissance plus approfondie des conditions naturelles de référence permettrait d'identifier des communautés aquatiques cibles qui constitueraient des objectifs à atteindre dans le cadre de la restauration des rivières.

Cette étude a permis d'établir l'état de référence biologique de 126 tronçons de rivières du Québec méridional à partir de la structure des communautés de diatomées benthiques. La structure des communautés de diatomées fut utilisée car elle s'avère un excellent indicateur de l'intégrité écologique des milieux aquatiques et particulièrement de l'eutrophisation.

Une des méthodes permettant d'évaluer les conditions de référence est de comparer le site dégradé à un site non altéré situé sur la même rivière ou une rivière ayant les mêmes caractéristiques hydromorphologiques et située dans la même écorégion. **La première étape fut d'établir une typologie des rivières du Québec à partir de leurs caractéristiques éco-physiographiques,** c'est-à-dire en tenant compte de leur appartenance à une écorégion et en considérant les caractéristiques physiographiques de leur bassin versant (aire du bassin, géologie, dépôts de surface, etc.) et les caractéristiques hydromorphologiques du tronçon analysé (largeur, vitesse du courant, etc.). **Cette typologie a permis d'identifier 22 regroupements de rivières ayant des caractéristiques éco-physiographiques semblables, soit cinq dans le Bouclier canadien, sept dans les Appalaches et dix dans les Basses-terres du Saint-Laurent.**

Cette étude a également permis d'identifier les communautés de diatomées typiques des rivières du Québec méridional, d'identifier les taxa indicateurs des diverses conditions environnementales et de documenter les préférences écologiques des 80 principales espèces. La réalisation de cet objectif a permis (1) d'identifier les principaux facteurs environnementaux à l'origine des variations dans la structure des communautés de diatomées, soit la saison, le niveau d'altération dans les milieux altérés et le pH dans les milieux de référence; (2) de pallier au manque de connaissance sur l'écologie des diatomées du Québec et (3) d'évaluer la qualité des objectifs biotiques de restauration (objectif 3).

Cette étude a finalement permis d'établir les conditions biologiques de référence des rivières dégradées. Ces communautés de référence constituent des objectifs biologiques de restauration adaptés à chacun des types éco-physiographiques. Toutes les stations des groupes éco-physiographiques du Bouclier canadien devraient posséder des communautés très semblables en milieu non altéré, dominées par le taxon acidophiles *Tabellaria flocculosa* et le taxon généraliste *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* en raison des conditions oligotrophes-acides généralisées occasionnées par

la forte dominance des roches magmatiques plutoniques et du till dans leur bassin versant. Toutes les stations des groupes éco-physiographiques de la région naturelle des Plateaux d'Etrie-Beauce des Appalaches devraient posséder des communautés relativement semblables en conditions naturelles dominées par *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* et d'autres taxa typiques des conditions oligotrophes plus alcalines des Appalaches (ex. *Cymbella microcephala* et *Nitschia sinuata* var. *tabellaria*). Les stations localisées dans la région naturelle des Collines du Témiscouata devraient posséder en conditions naturelles des taxa indicateurs des milieux mésotrophes et/ou oligotrophes acides à l'image de la faible capacité tampon des roches magmatiques plutoniques et de la présence plus importante de milieux humides dans leur bassin versant. Dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, les biotypes naturels des groupes dont les bassins versants sont principalement localisés dans le Bouclier canadien possèdent des taxa indicateurs des milieux mésotrophes et oligotrophes acides qui sont représentatifs des pH plus faibles retrouvés dans le Bouclier, dont *Tabellaria flocculosa* et *Brachysira neoexilis*. Les autres communautés de référence sont représentatives des milieux alcalins. Il y a un manque de relevés de référence pour les petits cours d'eau dont le bassin versant est principalement confiné aux Basses-Terres.

En somme, la structure des communautés de diatomées répond aux caractéristiques du bassin versant en amont du tronçon de rivière. Il est donc possible d'extrapoler la structure de ces communautés à partir des caractéristiques physiographiques du bassin versant et/ou de la physico-chimie de l'eau, ce qui s'avère particulièrement intéressant lorsqu'il y a un manque de stations de référence.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	i
RÉSUMÉ.....	ii
TABLE DES MATIÈRES.....	iv
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES FIGURES	viii
LISTE DES ANNEXES	i
1. INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
2. INTRODUCTION.....	5
2.1 Intégrité écologique et bioindicateurs.....	5
2.2 Diatomées	7
2.2.1 Introduction	7
2.2.2 Structure de la communauté de diatomées : un meilleur indicateur de la qualité de l'eau que la diversité et la biomasse	9
2.2.3 Facteurs déterminant la structure des communautés de diatomées.....	10
2.3 Diatomées en tant que bioindicateurs de la qualité de l'eau.....	22
2.3.1 Indices diatomiques.....	22
2.3.2 Utilisation des diatomées au Canada	23
2.4 Détermination des communautés biologiques de référence des rivières dégradées.....	24
2.4.1 Méthodes utilisées pour fixer des objectifs de restauration	26
2.4.2 Structure des communautés biologiques de référence et la détermination d'objectifs de restauration	29
2.4.3 Communautés phytobenthiques de référence	34
3. OBJECTIFS DE L'ÉTUDE	35
4. MÉTHODOLOGIE	36
4.1 Sélection des stations d'échantillonnage	36
4.2 Prélèvement et traitement des diatomées.....	38
4.3 Caractérisation de la physico-chimie de l'eau	39
4.4 Caractérisation de l'habitat	40
4.5 Identification et comptage des diatomées.....	41
4.6 Caractérisation des bassins versants	41
4.6.1 Délimitation des bassins versants.....	43
4.6.2 Cadre écologique de référence	44
4.6.3 Paramètres des stations	45
4.6.4 Analyse des données de Statistique Canada.....	46
4.7 Définition des communautés de référence : démarche méthodologique	47
4.7.1 Réseaux neuronaux (cartes auto-organisatrices de Kohonen)	52

4.7.2	Analyse en composantes principales (ACP)	61
4.7.3	Analyse canonique des correspondances	62
4.7.4	Index des valeurs indicatrices (IndVal)	62
5.	CLASSIFICATION ÉCO-PHYSIOGRAPHIQUE DES RIVIÈRES DU QUÉBEC	65
5.1	Groupes éco-physiographiques du Bouclier canadien	65
5.2	Groupes éco-physiographiques des Appalaches	70
5.3	Groupes éco-physiographiques des Basses-Terres du Saint-Laurent	75
5.4	Discussion	84
6.	CLASSIFICATION DES COMMUNAUTÉS TYPES DE DIATOMÉES DES RIVIÈRES DU QUÉBEC	90
6.1	Classification des communautés types de diatomées au printemps et à l'automne 2002 et 2003	90
6.2	Classification des communautés types de diatomées des printemps 2002 et 2003	96
6.2.1	Communautés des milieux altérés au printemps	100
6.2.2	Communautés mésotrophes au printemps	103
6.2.3	Communautés oligotrophes au printemps	106
6.3	Classification des communautés types de diatomées des automnes 2002 et 2003	108
6.3.1	Communautés des milieux altérés à l'automne	112
6.3.2	Communautés mésotrophes à l'automne	116
6.3.3	Communautés oligotrophes à l'automne	118
6.4	Discussion	120
6.4.1	Différences saisonnières des communautés de diatomées benthiques	121
6.4.2	Grands facteurs de différenciation des communautés types	124
6.4.3	Écologie des taxa de diatomées dominants et indicateurs de conditions d'altération du Québec méridional	126
7.	ÉTABLISSEMENT DE CONDITIONS DE RÉFÉRENCE BIOLOGIQUES À PARTIR DE LA STRUCTURE DES COMMUNAUTÉS DE DIATOMÉES BENTHIQUES	135
7.1	Communautés de référence du Bouclier canadien à l'automne	136
7.2	Communautés de référence des Appalaches à l'automne	140
7.3	Communautés de référence des Basses-Terres du Saint-Laurent à l'automne	145
7.4	Discussion	152
7.4.1	Facteurs environnementaux contrôlant la structure des communautés de référence	152

7.4.2 Évaluation de la « qualité » des objectifs de restauration fixés pour les groupes éco-physiographiques de chaque écorégion.	153
7.4.3 Détermination des communautés de référence.	155
7.4.4 Démarche à suivre dans le cadre d'un projet de restauration des milieux aquatiques québécois.....	157
CONCLUSION.....	162
BIBLIOGRAPHIE.....	164
ANNEXES.....	177

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Localisation des stations du réseau-rivières du MENV qui ont été échantillonnées lors des quatre campagnes.....	37
Tableau 2 : Les écorégions et les régions naturelles du Cadre Écologique de Référence (CER)	45
Tableau 3 : Identification des stations appartenant aux groupes éco-physiographiques du Bouclier canadien.....	67
Tableau 4 : Identification des stations appartenant aux groupes éco-physiographiques des Appalaches.....	72
Tableau 5 : Identification des stations appartenant aux groupes éco-physiographiques des Basses-Terres du Saint-Laurent.....	77
Tableau 6 : Valeurs propres des quatre axes des analyses canoniques des correspondances menées entre les taxa et les variables environnementales ayant une influence significative sur la variance de leur structure (1) au printemps et à l'automne, (2) au printemps et (3) à l'automne.....	95
Tableau 7 : Statistiques descriptives des valeurs physico-chimiques (moyennes saisonnières de trois ans) automnales des trois écorégions.....	135
Tableau 8 : Valeurs propres des quatre axes des analyses canoniques des correspondances réalisées à partir des taxa et des variables environnementales ayant une influence significative sur la variance de leur structure à l'automne dans les stations (1) du Bouclier canadien, (2) des Appalaches et (3) des Basses-Terres du Saint-Laurent.....	137
Tableau 9 : Identification des relevés de référence et des taxa les plus susceptibles d'être présents dans les rivières de chaque groupe éco-physiographique du Bouclier canadien en automne.....	139
Tableau 10 : Identification des relevés de référence et des taxa les plus susceptibles d'être présents dans les rivières de chaque groupe éco-physiographique des Appalaches en automne.....	144
Tableau 11 : Identification des relevés de référence et des taxa les plus susceptibles d'être présents dans les rivières de chaque groupe éco-physiographique des Basses-Terres du Saint-Laurent en automne.....	151

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Conceptualisation hiérarchique des facteurs qui déterminent potentiellement la structure des communautés de diatomées	11
Figure 2 : Localisation des sites d'échantillonnage du réseau-rivières du MENV	38
Figure 3 : Représentation des tronçons de rivières et du substrat échantillonné dans les rivières Nicolet et Jacques-Cartier au printemps 2003	40
Figure 4 : Représentation schématique de l'imbrication des polygones des sous-bassins versants.....	44
Figure 5 : Distribution des données de Statistique Canada en fonction des superficies des bassins versants et de l'utilisation du territoire.....	46
Figure 6 : Représentation schématique des étapes menant à l'identification des conditions de référence biologiques.....	48
Figure 7 : Représentation schématique d'une carte auto-organisatrice de Kohonen.....	54
Figure 8 : Représentation schématique d'une carte auto-organisatrice de Kohonen et du diagramme hiérarchique de Ward	58
Figure 9 : Représentation schématique d'une carte auto-organisatrice de Kohonen en trois dimensions	59
Figure 10 : Représentation schématique des cinq groupes éco-physiographiques du Bouclier canadien créés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen	66
Figure 11 : Localisation des stations d'échantillonnage du Bouclier canadien selon leur groupe éco-physiographique	67
Figure 12 : Analyse en composantes principales illustrant la position des stations d'échantillonnage du Bouclier canadien en fonction des variables éco-physiographiques	68
Figure 13 : Variables discriminant de façon significative les groupes SOM du Bouclier canadien. Le test fut réalisé pour chaque niveau hiérarchique ($p \leq 0,05$).....	69
Figure 14 : Représentation schématique des sept groupes éco-physiographiques des Appalaches créés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen.....	71
Figure 15 : Localisation des stations d'échantillonnage des Appalaches selon leur groupe éco-physiographique	72

Figure 16 : Analyse en composantes principales illustrant la position des stations d'échantillonnage des Appalaches en fonction des variables éco-physiographiques	73
Figure 17 : Variables discriminant de façon significative les groupes SOM des Appalaches	74
Figure 18 : Représentation schématique des dix groupes éco-physiographiques des Basses-Terres du Saint-Laurent créés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen	76
Figure 19 : Localisation des stations d'échantillonnage des Basses-Terres du Saint-Laurent selon leur groupe éco-physiographique	78
Figure 20 : Analyse en composantes principales illustrant la position des stations d'échantillonnage des Basses-Terres en fonction des variables éco-physiographiques	79
Figure 21 : Variables discriminant de façon significative les groupes SOM des Basses-Terres du Saint-Laurent.....	80
Figure 22 : Variables discriminant de façon significative les groupes SOM (suite)	81
Figure 23 : Variables discriminant de façon significative les groupes SOM (suite 2)	82
Figure 24 : Représentation schématique des 6 communautés types printanières et automnales créées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen	91
Figure 25 : Analyse canonique des correspondances représentant la position des stations d'échantillonnage du printemps et de l'automne en fonction des paramètres physico-chimiques et environnementaux	93
Figure 26 : Analyse canonique des correspondances représentant la position de 80 taxa abondants et indicateurs de conditions environnementales particulières du printemps et de l'automne en fonction des paramètres physico-chimiques et environnementaux pour les axes 1 et 2 (A) et 1 et 3 (B).....	94
Figure 27 : Représentation schématique des 11 communautés types printanières créées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen	97
Figure 28 : Représentation schématique des 11 communautés types printanières créées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen	98
Figure 29 : Analyse canonique des correspondances représentant la position des stations d'échantillonnage du printemps en fonction des paramètres physico-chimiques et environnementaux.....	99

Figure 30 : Représentation schématique des 11 communautés types automnales créées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen	109
Figure 31 : Représentation schématique des 11 communautés types automnales créées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen	110
Figure 32 : Représentation de la position des stations d'échantillonnage à l'automne en fonction des paramètres physico-chimiques et environnementaux.....	111
Figure 33 : Représentation schématique des 7 communautés types du Bouclier canadien à l'automne créées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen	136
Figure 34 : Analyse canonique des correspondances représentant la position des stations d'échantillonnage du Bouclier canadien en fonction des paramètres physico-chimiques et environnementaux.....	137
Figure 35 : Représentation schématique des 10 communautés types des Appalaches à l'automne créées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen	141
Figure 36 : Analyse canonique des correspondances représentant la position des stations d'échantillonnage des Appalaches en fonction des paramètres physico-chimiques et environnementaux.....	142
Figure 37 : Représentation schématique des 10 communautés types des Basses-Terres du Saint-Laurent à l'automne créées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen. Les valeurs des paramètres physico-chimiques apparaissent dans les encadrés.	146
Figure 38 : Analyse canonique des correspondances représentant la position des stations d'échantillonnage des Basses-Terres du Saint-Laurent en fonction des paramètres physico-chimiques et environnementaux	147
Figure 39 : Agrandissement de l'analyse canonique des correspondances représentant la position des stations de référence des Basses-Terres du Saint-Laurent en fonction des paramètres physico-chimiques et environnementaux des axes 1 et 2.....	148
Figure 40 : Procédure d'application des objectifs de restauration fixés pour le Bouclier canadien.....	159
Figure 41 : Procédure d'application des objectifs de restauration fixés pour les Appalaches.....	160
Figure 42 : Procédure d'application des objectifs de restauration fixés pour les Basses-Terres du Saint-Laurent.....	161

LISTE DES ANNEXES

Annexe A : Description des stations d'échantillonnage.....	179
Annexe B : Fiche de terrain.....	182
Annexe C : Formation des groupes éco-physiographiques.....	187
Annexe D : Statistiques descriptives des groupes éco-physiographiques.....	190
Annexe E : Description détaillée de la composition des groupes éco-physiographiques.....	196
Annexe F : Description des variables.....	203
Annexe G : Formation des communautés types	206
Annexe H : Stations d'échantillonnage composant chaque communauté type.....	209
Annexe I : Composition taxonomique des communautés types.....	212
Annexe J : Communauté type du printemps et de l'automne.....	225
Annexe K : Espèces indicatrices.....	247
Annexe L : Écologie de 77 taxa de diatomées.....	256
Annexe M : Communauté de référence des groupes éco-physiographiques.....	266
Annexe N : Formation des communautés types de l'automne.....	285
Annexe O : Statistiques sur l'habitat et les bassins versants des 126 stations d'échantillonnage.....	288
Annexe P : Composition détaillée des relevés composant chaque groupe éco-physiographique et leurs relevés de références associés.....	298

1. INTRODUCTION GÉNÉRALE

Au Québec, comme ailleurs dans le monde, les perturbations occasionnées par les rejets anthropiques sur la qualité de l'eau et l'intégrité des écosystèmes aquatiques font l'objet de préoccupations grandissantes. Bien que nous possédions un certain contrôle sur les sources ponctuelles de pollution (ex.: effluents d'égouts municipaux et industriels), la reconnaissance de l'importance des sources diffuses (ex.: culture et élevage en milieu agricole, ruissellement en milieu urbain, etc.) n'est que récente. Les perturbations anthropiques, qu'elles soient ponctuelles ou diffuses, varient dans le temps, dans l'espace ainsi qu'en qualité et en intensité. Elles proviennent principalement des milieux agricoles, urbains et industriels.

En novembre 2002, le gouvernement adoptait la Politique nationale de l'eau du Québec. Cette politique souligne, entre autres, l'importance d'améliorer l'efficacité de l'intervention en matière de dépollution. Le gouvernement québécois s'engage notamment à fixer des objectifs de dépollution pour chacun des bassins versants prioritaires et à favoriser le développement des connaissances sur l'eau et les écosystèmes aquatiques. La mise en oeuvre de la Politique nécessitera le développement d'outils de gestion permettant de rendre compte de l'état des écosystèmes aquatiques, d'identifier des objectifs de restauration et d'effectuer le suivi des interventions. Le développement d'outils de gestion fiables pour le suivi de la pollution diffuse représente un enjeu important puisque la Politique vise entre autres à intensifier l'assainissement agricole.

La dégradation des cours d'eau a un impact sur les caractéristiques physico-chimiques de l'eau et sur l'intégrité des communautés aquatiques. Certaines composantes physico-chimiques, tels le phosphore, l'azote, les coliformes fécaux, la conductivité, la turbidité, le carbone organique dissous, etc. voient leur niveau augmenté en milieux agricoles et urbains. Les communautés aquatiques clés (algues, invertébrés, poissons) sont utilisées depuis plusieurs décennies pour évaluer la qualité biologique des cours d'eau. Les communautés aquatiques ont la capacité d'intégrer l'ensemble des variations

physico-chimiques de l'eau et d'évaluer leurs effets sur les écosystèmes, ce que ne peuvent faire de simples mesures ponctuelles des paramètres physico-chimiques de l'eau.

Dans de nombreux pays, le suivi de la qualité de l'eau se fait par l'utilisation d'indices biologiques (Prygiel, 2002; Prygiel et al., 1999) basés sur les diatomées benthiques (algues microscopiques fixées sur le fond des cours d'eau). Quelques principales caractéristiques font de ces algues d'excellents indicateurs des conditions écologiques des milieux aquatiques. Elles sont (1) présentes dans tous les milieux aquatiques (McCormick et Cairns, 1994), (2) à la base de la chaîne alimentaire et (3) parmi les premiers organismes à répondre aux changements environnementaux (Lowe et Laliberte, 1996; McCormick et Cairns, 1994). De plus, (4) leur écologie est bien documentée et leurs communautés sont riches en espèces par comparaison à d'autres organismes (Lowe et Laliberte, 1996). Ces algues sont également (5) particulièrement sensibles aux variations de concentrations en éléments nutritifs dans l'eau (principalement le phosphore et l'azote) et aux charges organiques et minérales provenant des fertilisants organiques et des engrais minéraux qui ruissellent le long des terres agricoles. Certaines espèces de diatomées sont très sensibles et ne tolèrent aucune pollution alors que d'autres sont très tolérantes et prolifèrent dans les milieux eutrophisés ou dans les cours d'eau affectés par une forte conductivité. La structure des communautés de diatomées est en grande partie déterminée par les gradients environnementaux des cours d'eau. En ce sens, la structure des communautés de diatomées s'avère un excellent indicateur de l'intégrité écologique des milieux aquatiques et particulièrement de l'eutrophisation.

L'utilisation des indices de diatomées est notamment recommandée par la Directive cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau (Commission européenne, 2000). Cette directive propose également d'établir des conditions de références biologiques pour les différentes typologies de rivières. Ces conditions de référence sont nécessaires afin d'établir la différence existant entre les conditions naturelles non perturbées et les conditions actuelles d'un cours d'eau. Une connaissance

adéquate des conditions de référence est de plus essentielle à l'établissement d'objectifs réalistes de restauration des cours d'eau dégradés. Or, la caractérisation de communautés aquatiques de référence peut représenter un défi de taille. Cette caractérisation nécessite notamment une connaissance approfondie des facteurs environnementaux déterminants la structure des communautés.

Ainsi, depuis les années 1970, plusieurs études ont été réalisées en Europe sur l'utilisation de la structure de communautés de diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité de l'eau. Elle sera éventuellement utilisée par tous les pays européens pour la réalisation des objectifs de la *Directive cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau* (Commission européenne, 2000). De plus, un programme a été mis en place par la *Environmental Protection Agency* aux États-Unis pour développer des outils de gestion de la qualité de l'eau à partir des diatomées. Ces travaux ont permis de déterminer l'écologie de certaines espèces de diatomées et de démontrer la variabilité des structures de communautés selon les différents milieux aquatiques. De plus, elles ont permis de constater l'efficacité et la faisabilité du suivi de la qualité de l'eau à partir de celles-ci. Au Québec et au Canada, Lavoie et al. (2003b) et Wunsam et al. (2002) ont reconnu le potentiel de la structure des communautés de diatomées benthiques pour le suivi de la qualité de l'eau. Actuellement, l'écologie des communautés de diatomées benthiques est peu connue au Québec, ce qui ne permet pas l'utilisation de la structure des communautés de diatomées pour la bioindication.

La restauration des milieux aquatiques dégradés doit s'effectuer en fonction d'objectifs de restauration basés sur une connaissance adéquate des conditions naturelles du milieu. Or les objectifs de restauration sont souvent mal définis, notamment en ce qui concerne le niveau d'intégrité écologique à atteindre. Une connaissance plus approfondie des conditions naturelles de référence permettrait d'identifier des communautés aquatiques cibles qui constitueraient des objectifs à atteindre dans le cadre de la restauration des rivières. L'état de référence d'un cours d'eau correspond aux conditions environnementales qui prévalaient avant son altération par des activités anthropiques. Des études présentement en cours à l'échelle de la Communauté européenne explorent

les possibilités d'établir des conditions de références biologiques des cours d'eau européens à partir des communautés aquatiques (Gosselain et al., soumis; Descy et al., 2005; Coste et al. 2004). L'analyse des communautés dans les sites non ou peu perturbés, sélectionnés sur la base de différents critères permet de définir une typologie des eaux courantes basée sur les variables biologiques. La présente étude visait à développer, parallèlement aux travaux effectués dans la Communauté européenne, des objectifs de restauration biologiques pour chaque type de masse d'eau de surface, à partir des diatomées benthiques et des variables environnementales caractérisant les cours d'eau du Québec méridional et leurs bassins versants. L'évaluation de l'écart entre la structure de la communauté diatomique observée (actuelle) et les conditions de référence établies permet de quantifier le niveau d'altération du tronçon étudié et constitue l'évaluation de l'état écologique de celui-ci.

2. INTRODUCTION

Cette revue de littérature traite d'abord de l'intégrité écologique des cours d'eau et de l'utilisation des bioindicateurs, dont les diatomées, pour le suivi de la qualité de l'eau. Les facteurs déterminant la structure des communautés de diatomées sont ensuite présentés plus en détail. Cette section se termine par une revue de l'utilisation des diatomées comme bioindicateurs au Canada, puis des méthodes utilisées pour fixer des objectifs de restauration des écosystèmes à partir des organismes aquatiques.

2.1 Intégrité écologique et bioindicateurs

L'intégrité écologique est la capacité d'un écosystème à supporter et maintenir une communauté d'organismes balancée, intégrée et adaptative ayant une composition d'espèces diversifiée, fonctionnelle et organisée comparable à une communauté similaire dans un écosystème non perturbé (Karr et Dudley, 1981). Les indicateurs d'intégrité écologique ont été fréquemment incorporés aux programmes de suivi des milieux aquatiques (Moyle et Randall, 1998). Parmi ceux-ci, il a été démontré que les organismes vivants sont essentiels à l'évaluation de la qualité de l'eau, car ils permettent d'intégrer, sur une certaine période de temps, l'ensemble des caractéristiques de leur habitat et d'évaluer leurs effets sur les écosystèmes (Xu et al., 1998). Ils sont également les plus adéquats pour évaluer l'impact réel des pollutions sur le milieu aquatique, pour détecter des pollutions discontinues et pour en intégrer les variations dans le temps. En effet, les organismes vivants répondent à une variété de facteurs cumulatifs d'origines anthropique et naturelle qui ne concernent pas seulement les aspects physico-chimiques, mais tout l'habitat physique du bassin versant (Rabeni, 2000). Celui-ci conditionne la structure et la diversité des organismes aquatiques dont l'équilibre conditionne à son tour le maintien des processus écologiques, et ultimement l'équilibre des réseaux trophiques (Harper et al., 2000). Il est donc essentiel de comprendre comment cet environnement influence la vie aquatique et la façon dont celle-ci répond à son altération.

Les algues, les macro-invertébrés et les poissons répondent aux changements environnementaux à différentes échelles temporelles et spatiales en raison de leur cycle de vie, leur physiologie et leur mobilité (Pan, 2000). Il est donc fondamental de bien comprendre les exigences écologiques propres à chaque type d'organisme, car ils diffèrent dans leur sensibilité à différents types de pollution et dans leur temps de réponse à ceux-ci. Avec le temps, ces organismes intègrent les facteurs naturels et anthropogéniques.

Les peuplements de poissons sont susceptibles d'apporter une information originale sur l'état de santé des rivières en raison de leur capacité à intégrer la variabilité de l'environnement à différentes échelles (Descy et al., 2005). Les poissons sont au sommet des réseaux trophiques, ce qui leur confère le rôle d'intégrateurs de nombreuses composantes de l'écosystème. Ils possèdent l'avantage de bioaccumuler les substances toxiques dont celles présentent en concentration non détectable par les appareils d'analyse dont le mercure, des BPC, des organochlorés et d'autres substances qui s'accumulent dans les lipides et peuvent s'avérer de bons indicateurs indirects de la contamination du benthos. Les poissons ont, en général, une vie relativement longue et sont faciles à identifier. Leurs déplacements les rendent peu sensibles aux pressions locales, mais très sensibles à la continuité hydrographique, donc plus intégrateurs dans l'espace et le temps.

Les macro-invertébrés sont les organismes les plus utilisés pour l'estimation de la qualité des eaux continentales, saumâtres et marines (Blandin, 1986). La structure et la diversité des invertébrés benthiques sont d'abord déterminées par les facteurs environnementaux physiques incluant la composition du substrat, l'état de la bande riveraine, puis chimique, dont la disponibilité en nutriments et la qualité de l'eau, etc. (Soucek et al., 2001). Le fait qu'ils incluent des éléments très différents de la faune aquatique (larves d'insectes, mollusques, vers, crustacés, etc.) rend cet indicateur relativement complet (Descy et al., 2004). La sensibilité de la structure des communautés d'invertébrés est donc reconnue comme un indicateur de la modification des habitats physiques d'abord; les macro-invertébrés sont des indicateurs pertinents pour les cours d'eau relativement rapides à substrats durs.

Les macrophytes sont, pour leur part, des indicateurs utiles pour évaluer la réponse du premier niveau trophique aux modifications environnementales et sont particulièrement sensibles aux conditions physico-chimiques des écosystèmes lotiques. Ils peuvent être considérés comme des indicateurs d'eutrophisation et de pollution organique. Toutefois, le rythme auquel les macrophytes répondent aux changements environnementaux et la dynamique des nutriments dans les sédiments desquels ils dépendent sont mal connus (Descy, 1980). Tout comme les invertébrés et les poissons, les macrophytes peuvent être dégradées de façon quasi irréversible par les altérations physiques, ce qui les rend moins efficaces pour le suivi des altérations chimiques.

Finalement, les algues périphtiques (organismes microscopiques attachés à différents substrats) fixent leurs nutriments directement dans la colonne d'eau et réagissent fortement aux pollutions minérales. Elles constituent un outil efficace pour étudier l'eutrophisation des rivières (Kelly et al., 1996).

Comme il sera démontré dans la section suivante, nombre d'études témoignent de l'efficacité de l'utilisation des communautés de diatomées (algues périphtiques) et particulièrement de la structure de celles-ci pour le suivi de l'intégrité écologique des cours d'eau. Leur sensibilité particulière aux conditions chimiques des eaux et surtout aux concentrations en nutriments et à la pollution organique font de celles-ci des bioindicateurs privilégiés pour la détection de ces types de perturbations. Elles constituent ainsi un complément aux informations fournies par les poissons (perturbations par les toxiques), par les invertébrés (habitat physique principalement) et les autres types d'algues (eutrophisation et perturbations physiques).

2.2 Diatomées

2.2.1 Introduction

Les diatomées, aussi appelées Bacillariophycées, sont des algues microscopiques (taille comprise entre 5 μm et 500 μm) qui donnent une couleur brunâtre aux supports qu'elles colonisent. Les diatomées appartiennent au périphyton des cours d'eau. Il existe

plusieurs milliers d'espèces de diatomées périphytiques mais, en pratique, on retrouve quelques 700 d'entre elles dans les rivières.

Plusieurs caractéristiques des communautés de diatomées en font des indicateurs privilégiés des conditions environnementales des milieux aquatiques :

1. Les diatomées sont sessiles, elles ne peuvent donc pas éviter la pollution par le biais de la migration (Lowe et Laliberté, 1994).
2. Les diatomées ont des cycles de vie relativement courts résultant en une réponse rapide aux changements de l'environnement (McCormick et Stevenson, 1998; McCormick et Cairns, 1994; Lowe et Laliberté, 1996) et intègrent l'ensemble des variations physico-chimiques de l'eau sur une période de temps d'environ un mois ou moins (Lavoie et al., 2003). Elles peuvent donc détecter des pollutions passagère, discontinue et diffuse, ce que peuvent difficilement accomplir des mesures physico-chimiques ponctuelles et les organismes ayant un cycle de vie plus long que celui des diatomées.
3. Étant à la base de la chaîne alimentaire, les diatomées sont à l'interface de l'environnement physico-chimique et biotique (Lowe et Laliberté, 1996), donc une modification de l'abondance, de la diversité et de la composition des communautés de diatomées affecte également les niveaux trophiques supérieurs (invertébrés benthiques, poissons) en provoquant une modification des fonctions et de la structure dans la chaîne trophique (Xu et al., 1998).
4. Les diatomées sont généralement riches en taxa comparativement aux autres groupes aquatiques et chaque taxa possède ses propres tolérances et préférences environnementales (Beaver, 1981 [cité par Lowe et Laliberté, 1996]). Ces espèces montrent divers degrés de sensibilité à la pollution et sont notamment sensibles à l'eutrophisation, ainsi qu'aux principaux types de pollution (organique, minérale et thermique).
5. La majorité des taxa ont une répartition très étendue à travers les écosystèmes et les régions géographiques en comparaison avec la plupart des autres organismes supérieurs (McCormick et Cairns, 1994).

6. Les communautés d'algues benthiques étant compactes, il est possible de représenter une communauté naturelle à partir d'un échantillon de quelques centimètres (Lowe et Pan, 1996).
7. Les échantillons sont facilement manipulés, traités et entreposés (Lowe et Pan, 1996).
8. Les diatomées ont l'avantage d'être généralement plus facilement identifiables et dénombrables que les autres groupes d'algues. Aussi, les diatomées ont largement été étudiées et plusieurs outils d'identification et d'information sur l'écologie des espèces sont disponibles.

Ces avantages justifient l'utilisation du périphyton, et spécialement des diatomées, comme indicateur de la qualité de l'eau et des conditions de l'habitat.

2.2.2 Structure de la communauté de diatomées : un meilleur indicateur de la qualité de l'eau que la diversité et la biomasse

La biomasse algale est déterminée par le pool des colonisateurs d'origine et par l'interaction de la lumière, la température et la disponibilité des nutriments, mais également par le régime de perturbations, principalement les crues importantes et le broutage par les invertébrés (Bothwell, 1989, 1988). Une telle influence des perturbations physiques rend peu efficace l'utilisation de la biomasse comme indicateur des conditions chimiques aquatiques.

La relation entre la diversité des peuplements et le degré de pollution ne peut être généralement ramenée à un modèle simple. En effet, la pollution n'est pas le seul facteur susceptible d'agir sur la diversité, car tout facteur limitant peut avoir un effet analogue, comme c'est fréquemment le cas pour l'acidité de l'eau ou la vitesse du courant. De plus, les processus de remplacement d'espèces par d'autres interviennent au sein des peuplements algaux, de sorte qu'une diminution de la qualité de l'eau ne se traduit pas nécessairement par une diminution de la diversité spécifique. Il a été observé par plusieurs chercheurs qu'une augmentation des ressources au-dessus d'une valeur seuil

mène à l'exclusion compétitive de certaines espèces (par exemple, voir van Dam 1982 et Lowe et al., 1986). Ainsi, dans un premier temps, la diversité des taxa augmentent selon l'accroissement de l'hétérogénéité des ressources, puis les taxa sensibles à la pollution disparaissent, et des espèces nuisibles et indésirables peuvent dominer.

Les indices de diversité faibles ne s'observent donc pas seulement en cas de pollution grave, mais aussi dans les milieux naturels où l'un ou l'autre des facteurs écologiques est limitant.

L'étude des peuplements algaux nécessite donc l'adoption de méthodes quantitatives visant à estimer le développement absolu ou relatif de chaque taxon. L'abondance relative fournit une évaluation suffisamment précise de l'importance d'une espèce dans un peuplement algal, sans être modifié outre mesure par les perturbations physiques (ex. vitesse de courant et broutage) (Descy, 1980).

2.2.3 Facteurs déterminant la structure des communautés de diatomées

Selon Potapova et Charles (2002), Stevenson 1997, Biggs (1995) et Biggs et Gerbeaux (1993), les communautés d'algues sont structurées par l'interaction des facteurs proximaux ou directs (la chimie de l'eau et la vitesse de courant), des facteurs intermédiaires (les caractéristiques du tronçon de rivière) et des facteurs indirects (le climat, la géologie et l'utilisation du sol), ces derniers agissant au niveau du bassin versant et de l'écorégion (Figure 1).

Ainsi, la structure des communautés de diatomées varie selon la chimie de l'eau, le type de substrat, la vitesse de courant, la lumière et le broutage par les invertébrés (Stevenson et al., 1996; Round, 1981; Patrick et Reimer, 1966). La plupart de ces facteurs dépendent fortement du climat, de la topographie, de la géologie et de l'utilisation du sol à l'intérieur des bassins versants et des régions écologiques définies par ces caractéristiques, soit les écorégions. Selon cette théorie, les communautés de diatomées devraient être semblables dans les conditions physico-chimiques similaires

d'abord, puis dans des stations proximales du même bassin versant (tronçons de rivière semblables) et dans la même écorégion.

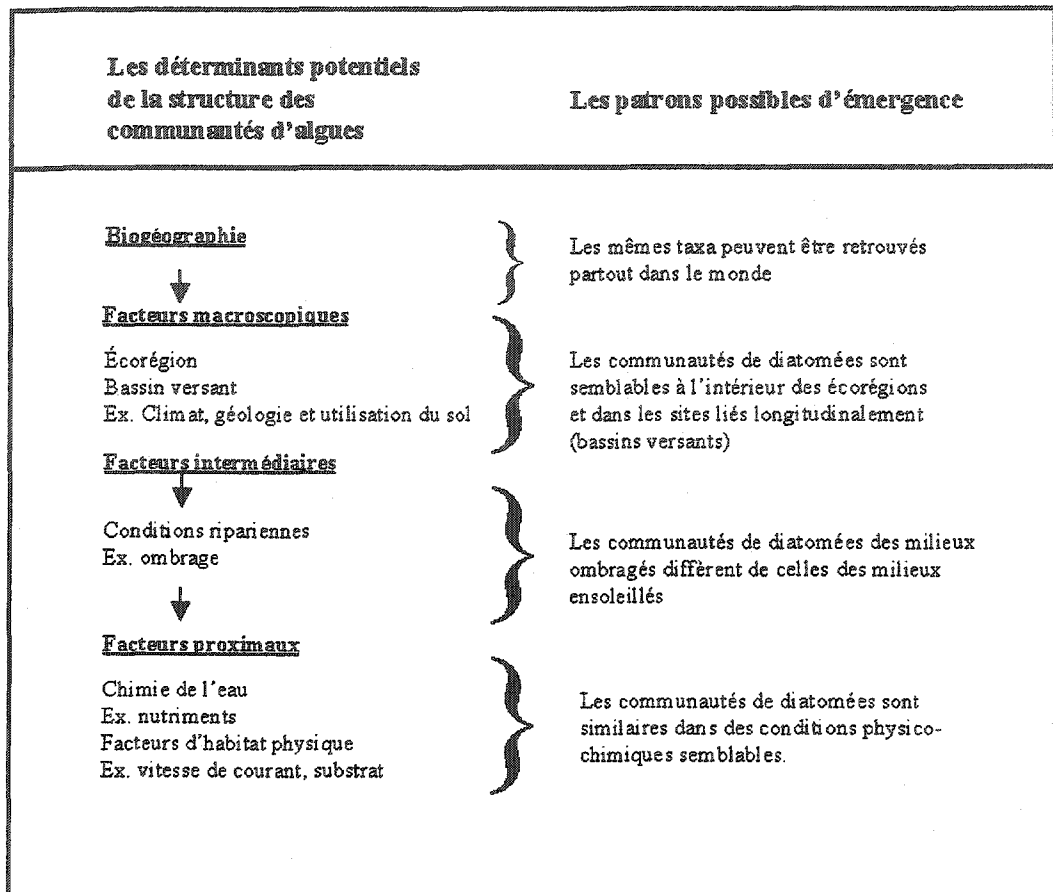


Figure 1 : Conceptualisation hiérarchique des facteurs qui déterminent potentiellement la structure des communautés de diatomées

2.2.3.1 Facteurs proximaux : l'habitat physico-chimique et les brouteurs

Plusieurs études empiriques traitent de l'importance des facteurs chimiques, tels la salinité (solides dissous totaux) qui affectent la conductivité et le pH, les éléments nutritifs (principalement le phosphore et l'azote), la matière organique et les toxiques, ainsi que des facteurs physiques tels la température et la saison, la vitesse du courant, le

type de substrat, le broutage par les invertébrés et la lumière, dans la détermination de la structure des communautés de diatomées.

- La salinité

En eau douce, la salinité est une mesure de concentration ionique des anions et cations majeurs dissous dans l'eau (unité=mg/L). Elle est majoritairement tributaire des sels dissous (ions majeurs dissous) provenant de la pluie, de la roche-mère ou des apports en nutriments naturels ou anthropiques, dont la mesure est la conductivité des eaux (Allan, 1995). Les espèces de diatomées tolèrent différemment les variations de pression osmotique. Dans les rivières ou les lacs pollués, l'influence des nutriments et des ions majeurs sont presque indissociables (Leland et Porter, 2000; Leland, 1995). La plupart des connaissances de la relation des diatomées avec la salinité proviennent des études de la composition des communautés collectées dans des eaux marines continentales fortement polluées, des estuaires, des mers intérieures et des lacs salins (ex. Reed, 1998), mais une réponse à la salinité est aussi observée dans les eaux douces (ex. Potapova et Charles, 2002; Leland et Porter, 2000) présentant de faibles concentrations en sels dissous. Kolbe fut le premier à proposer une classification dite des « halobies » reprise et modifiée par de nombreux auteurs (ex. van Dam et al., 1994; Hustedt, 1957) donnant même lieu à l'élaboration d'indices de salinité tel l'index halobionte de Ziemann (1991, 1971) qui utilise les préférences de salinité des diatomées pour évaluer les concentrations en sels dissous. D'autres études récentes donnent des classifications des diatomées selon la salinité et la conductivité dans les rivières (Potapova et Charles, 2002; Leland et al., 2001; Leland, 1994; van Dam et al., 1994), les estuaires (Underwood et al., 1998) et la mer (Snoeijs, 1994). Des études paléolimnologiques (modèles de reconstitution) ont aussi été effectuées dans les lacs (Campeau et al., 1999; Herbst et Blinn, 1998; Reed, 1998; Roberts et McMinn, 1998; Gell, 1997; Reavie et Smol, 1997; Wilson et al., 1996, 1994; Cumming et Smol, 1993).

- Le pH

Les diatomées représentent l'indicateur le plus sensible aux variations de pH. Cette forte relation entre le pH et les diatomées a été attestée pour la première fois dans les travaux de Hustedt (1937-1939) (Battarbee et al., 1997). Il est un paramètre déterminant dans la distribution des diatomées notamment par ses effets induits sur la solubilité de différentes substances et sur la disponibilité du carbone. Le pH est donc le plus souvent corrélé positivement à la salinité (conductivité), aux nutriments et à la présence de roches-mères alcalines. Une forte variabilité dans la composition des communautés de diatomées peut s'observer particulièrement dans les régions avec une faible capacité tampon (roche-mère faiblement soluble) (Carpenter et Waite, 2000), dont la pollution par les nutriments induit des pH à la hausse, et moins dans les régions où tous les sites ont une forte concentration naturelle en minéraux (Leland et Porter, 2000). L'analyse des relations entre les communautés de diatomées et le pH a fait l'objet de beaucoup d'études. Battarbee et al. (1997), Van Dam (1997), Coring (1993a), Eloranta (1990), Round (1990a), Smith (1990), Dixit et al. (1988), Arzet et al. (1986), de même que Lowe (1974) furent les principaux chercheurs à s'y intéresser. Des indices de pH ont été développés par Hakansson (1993) ainsi que par Renberg et Helberg (1982). De plus, des analyses multivariées effectuées sur des échantillons prélevés en rivière (ex. van Dam et al., 1993, 1994) et dans des lacs (études paléolimnologiques) (ex. Dixit et al., 2002, 1998, 1993, 1988; Reavie et Smol, 2001; Battarbee et al., 1997; Hakansson, 1993; ter Braak et van Dam, 1989; Renberg et Helberg, 1982) ont démontré la prédominance du pH dans la structuration des communautés de diatomées et établi les optimums et les tolérances des espèces pour évaluer le pH à partir des communautés de diatomées. On distingue ainsi les diatomées acidobiontes (pH~5,5), acidophiles (pH<7), neutrophiles (pH~7), alcaliphiles (pH près de 7) et alcalibiontes (pH>7).

- Le niveau d'eutrophisation

Les diatomées répondent fortement et rapidement aux concentrations en nutriments, donc représentent des bioindicateurs efficaces du niveau de trophie. Ces

concentrations influencent directement le pH et la salinité des eaux et atteignent souvent des niveaux plus élevés en milieux urbain et agricole. On distingue ainsi trois groupes de diatomées en fonction de la richesse du milieu en éléments nutritifs : les diatomées oligotrophes (espèces faiblement tolérantes à l'enrichissement en éléments nutritifs), mésotrophes (espèces supportant des concentrations modérées) et eutrophes (espèces caractéristiques des milieux riches en éléments nutritifs). Cette sensibilité des diatomées aux nutriments a été exploitée dans certains pays européens pour développer des indices trophiques basés sur les optimums et la tolérance des espèces, dont le « Trophic Diatom Index » (TDI : Kelly et Whitton, 1995) au Royaume-Uni, l'indice d'eutrophisation de Steinberg et Schiefele (1988), modifié par Schiefele et Schreiner (1991), puis Schiefele et Kohmann (1993), Hofmann (en lac; 1994) et Reimann et Hamm (1995) en Allemagne et en Autriche. D'autres études ont établi les optimums et la tolérance des espèces de diatomées selon un ou des nutriments (Leland et al., 2001 : azote inorganique; Reavie et Smol, 2001 : azote total et phosphore total; Dixit et al., 1998 : phosphore total; Pan et al., 1996 : phosphore total; Leland, 1994 : azote inorganique; Hall et Smol, 1992 : phosphore total), alors que Rott et al. (1998) ont utilisé la liste des espèces indicatrices de van Dam et al. (1994) pour faire une évaluation du niveau d'eutrophisation de la rivière Grand en Ontario. Les études de Lavoie et al. (2003), Winter et al. (2003), Snyder et al. (2002), Carpenter et Waite (2000), Leland et Porter (2000), Pan et al. (1999), Reavie et Smol (1998), Vis et al. (1998a et b) de même que Cattaneo et al. (1997) ont, pour leur part, mis en évidence l'importance des nutriments dans la structuration des communautés de diatomées, en plus d'établir l'écologie de certaines espèces par rapport à ceux-ci en Amérique du Nord. D'autres études (Pringle, 1990; Fairchild et al., 1985) ont démontré des changements à court terme suite à un enrichissement local en éléments nutritifs.

- La saprobie

Une classification des espèces selon les tolérances à la matière organique s'appuie sur les facteurs tels la demande biochimique en oxygène en 5 jours (DBO₅), l'oxygène dissous et les sels ammoniacaux. Certaines diatomées sont hétérotrophes (ie. se

nourrissent) à la matière organique et peuvent, par conséquent, être une composante active de l'autopurification des eaux saprobes (Rott et al., 1997). La demande biochimique en oxygène en 5 jours (DBO_5) et la saturation en oxygène furent utilisées pour définir des classes de saprobicité (β -mesosaprobic, α - β -mesosaprobic, α -mesosaprobic, α -mesopolysaprobic, polysaprobic), alors que Sladeczek (1986) a reconnu cinq groupes saprobiques. D'autres indices de saprobicité ont été développés par Hofmann (1994) et Watanabe (1990). La saprobie étant directement corrélée avec les conditions d'eutrophisation dans près de 80 à 90% des cas (Sladeczek, 1986), la combinaison des indices trophique et saprobique (Dell'Uomo, 1996; Kelly et Whitton, 1995; Schiefele et Schreiner, 1991; Steinberg et Schiefele, 1988) apparaît être plus efficace dans la représentation de la qualité de l'eau que l'utilisation d'indices séparés.

- Les toxiques

Les pesticides (Nelson et al., 1999) et la pollution induite par les sources industrielles (Battarbee et al., 1997) contribuent à diminuer la biomasse et la diversité des communautés de diatomées, lorsqu'ils sont présents en grande concentration, et favorisent la dominance des espèces tolérantes à la pollution.

- Gradients environnementaux

Quelques auteurs ont tenté de définir les optimums de tolérance de plusieurs espèces de diatomées en fonction de nombreux gradients environnementaux. Denys (1991a, b) a établi les préférences de salinité, de pH, d'oxygène et de niveau trophique et saprobique de 980 fossiles de diatomées le long de la plaine côtière occidentale de la Belgique. Van Dam et al. (1994) ont déterminé les préférences de pH, d'azote, d'oxygène, de salinité, de saprobicité et d'état trophique de 948 taxa de diatomées de la côte des Pays-Bas. Hofmann (1994) a quant à lui réalisé un travail similaire sur plusieurs lacs alcalins de l'Allemagne. Rott et al. (1997) ont défini, à partir de différentes espèces d'algues d'Allemagne, huit groupes de saprobicité et créé un facteur de pondération selon la tolérance aux variations de concentrations.

- La température et la saison

Il est difficile de préciser l'influence de la température sur les communautés de diatomées, car ce facteur n'est pas indépendant des autres paramètres environnementaux (oxygénation, viscosité de l'eau, solubilité des composantes chimiques, etc.). On distingue tout de même les diatomées oligothermes (0 à 15 °C), mésothermes (15 à 30 °C), eutherms (30 °C et plus), sténothermes (qui ne supportent pas les variations de température de plus de 5 °C), méthathermes (qui supportent des variations de température de 5 à 15 °C) et les diatomées eurythermes (qui supportent des variations de température de plus de 15 °C).

Les variations saisonnières ont une grande influence sur la structure des communautés de diatomées puisqu'elles sont responsables, entre autres, des variations de température, de lumière, de débit et de quantité d'éléments nutritifs (Lavoie et al., 2003a). La diversité et la biomasse des communautés de diatomées augmentent du printemps à l'automne suivant l'augmentation de la température, de la lumière et des nutriments ainsi que la diminution du débit des rivières. Ainsi, les conditions hivernales québécoises ont pour effet d'occasionner un phénomène de recolonisation graduelle des substrats au printemps jusqu'à l'automne, période où la structure de la communauté atteint une stabilité favorisée par des conditions environnementales propices à l'établissement d'un plus grand nombre de taxa (Lavoie et al., 2003a).

- Le débit et les événements de pluie

Certaines études (Lavoie et al., 2003a; Biggs et Stokseth, 1996; Biggs et Thomsen, 1995; Biggs et Close, 1989) soulignent l'influence du débit en milieu lotique qui est un mécanisme majeur contrôlant la différence dans la biomasse et la structure des communautés périphytiques. On distingue ainsi, selon la vitesse de courant, les diatomées limnobiontes (en eau calme), limnophiles (diatomées indifférentes) ainsi que les rhéophiles et rhéobiontes (qui affectionnent les fortes vitesses de courant). La capacité des algues à rester fixées au substrat lors d'une augmentation importante de

débit varie en fonction de la taille, de la morphologie et du mode d'attachement (Peterson et Stevenson, 1990). La résistance des algues benthiques au détachement est favorisée par un profil vertical faible, une forte adhésion et/ou une physionomie d'assemblage cohésive. Généralement, les petites espèces, celles qui produisent plus de mucilage (substance gélatineuse) (Lavoie et al., 2003a), et les espèces colonisatrices (Biggs et al., 1998b) caractérisent les environnements lotiques affectés par de fortes variations de débit et colonisent les substrats suite à un événement de pluie important. L'atteinte de la densité maximale suite à une perturbation semble être approximativement de trois semaines, alors que le temps pour atteindre un climax de la végétation est inconnu (Round, 1991). Il en résulte une grande variabilité de la biomasse et de la structure des communautés de diatomées selon les événements de pluie et selon la saison.

- Le substrat

La structure des communautés de diatomées varie selon le type de substrat. On distingue ainsi les diatomées épipéliques et endopéliques (formes libres vivant à la surface ou à l'intérieur des sédiments), épipsammiques (espèces vivant à la surface des grains de sable et souvent mobiles), épilithiques (espèces vivant sur les substrats durs et inertes), épiphytiques (espèces vivant à la surface des végétaux aquatiques) et périphytiques (espèces vivant sur un objet submergé). Une grande différence dans la composition taxonomique apparaît entre le type (Kelly, 1998) et la taille (Carpenter et Waite, 2000; Round, 1991) du substrat, tandis qu'une faible différence apparaît entre les compositions géologiques du substrat (Round, 1991). L'échantillonnage de l'épilithon, particulièrement des grosses roches, est recommandé car il présente une flore bien établie peu sujette aux perturbations physiques (Round, 1991), alors qu'il est important d'éviter les substrats recouverts de silt qui favorisent les taxa saprobiques (Kelly, 1998).

- Le broutage par les invertébrés

La productivité du périphyton, donc des diatomées, peut être un déterminant majeur de la distribution et de la production des invertébrés brouteurs dans un cours d'eau (Biggs, 1994). Lorsque la fréquence de perturbation hydrologique est faible, une forte corrélation peut être observée entre l'abondance des brouteurs et la biomasse du périphyton. Les invertébrés affectent également la diversité et la structure de la communauté de diatomées selon des propriétés inhérentes à chacune des espèces et/ou conditionnelles à la sélectivité du broutage des invertébrés et au type de substrat. Les propriétés inhérentes incluent la forme, la taille, la texture et le mode d'attachement au substrat (Biggs et Thomsen, 1995). Les diatomées de grande taille sont donc plus facilement broutées que les petites diatomées mucillagineuses (Coletti et al., 1987; Steinman et al., 1987 [cités par Blinn et al., 1998]). Les substrats recouverts d'une fine couche de silt ne permettent pas une bonne adhésion au substrat, ce qui rend les espèces associées à ce type de substrat plus facilement broutables (Round, 1991). Une étude menée par Wunsam et al. (2002) démontrait que près de 8% de la variance dans la structure de la communauté de diatomées dans les Laurentides québécoises était expliquée par la biomasse de brouteurs.

- La lumière

Le régime de lumière peut affecter la structure de la communauté (Kawecka, 1986, 1985; Cox, 1984) de même que les processus physiologiques (Guasch et Sabater, 1995) qui peuvent à leur tour influencer la réponse aux polluants (Guasch et al., 1997). Cependant, une augmentation de la lumière crée principalement une augmentation de la biomasse de diatomées, et une radiation trop forte peut, en contrepartie, provoquer un phénomène de photoinhibition. Règle générale, les échantillons sont collectés dans les sites avec des régimes de lumière semblables par soucis de comparabilité des résultats (Kelly et al., 1998).

2.2.3.2 Facteurs indirects : l'écorégion, le bassin versant et le tronçon de rivière

Le besoin de considérer les échelles lorsque l'on définit le rôle des variables environnementales dans la structuration des communautés des cours d'eau est de plus en plus étudié (Naimann et al., 1992; Frissel et al., 1986). La structure de communautés de diatomées est déterminée par l'interaction des facteurs directs (nutriments et vitesse de courant), intermédiaires (caractéristiques hydromorphologiques du tronçon de rivière) et macroscopiques (climat, géologie, géomorphologie et utilisation du sol) (Stevenson, 1997; Biggs, 1995; Biggs et Gerbeaux, 1993). Les facteurs macroscopiques opèrent à l'échelle du bassin versant sur une longue période de temps (identifiée à > 1 an par Biggs et Gerbeaux (1993)) et déterminent le gradient potentiel des facteurs microscopiques qui agissent à des échelles spatiales et temporelles plus petites. La théorie de la hiérarchie (selon Allen et Starr, 1982) prédit que les facteurs ultimes influencent indirectement la structure des communautés de diatomées, alors que les facteurs proximaux agissent directement sur celles-ci.

Des études pour décrire des patrons spatiaux à grande échelle des communautés biologiques des cours d'eau et des rivières ont été menées en Grande-Bretagne (ex. Ormerod et Edwards, 1987; Wright, 1984), en Nouvelle-Zélande (ex. Quinn et Hickey, 1990; Biggs, 1990) et en Amérique du Nord (ex. Corkum, 1989; Whittier et al., 1988). Ces études fournissent des informations sur les caractéristiques influençant les communautés benthiques à des échelles régionales. Plusieurs études ont démontré l'effet indirect du climat, de la géologie, de la géomorphologie et de l'utilisation du sol sur l'habitat et les communautés de diatomées. Ainsi, le climat influence l'écoulement et le régime des températures, de même que l'interaction du climat et de la géologie du bassin versant provoque la météorisation de la roche-mère et conséquemment la dissolution des constituants chimiques (ex. la disponibilité des nutriments). Peu de chercheurs ont considéré les effets de la composition de la roche-mère sur la structure des communautés des cours d'eau (Lay et Ward, 1987; Leclercq et Depiereux, 1987; Minshall et Minshall, 1978). Parmi ceux-ci, Biggs (1990) a démontré que la composition et la biomasse du

phytobenthos dans les rivières de la Nouvelle-Zélande étaient liées fondamentalement à la géologie du bassin versant de la rivière et à l'utilisation du sol en seconde importance. Leland (1995) a établi que la structure des communautés de diatomées dans la région forestière du bassin versant de la rivière Yakima (état de Washington) variait avec le type de roche dominant, alors que dans les zones agricoles la structure variait principalement selon le degré d'enrichissement en azote inorganique et les solides dissous des eaux d'irrigation et du drainage souterrain.

Les études menées par Snyder et al. (2002), Carpenter et Waite (2000), Leland et Porter (2000) de même que Pan et al. (2000, 1999, 1996) suggèrent, quant à elles, que les communautés de diatomées répondent principalement à l'utilisation du sol, spécialement aux activités agricoles et urbaines. Cette influence est très marquée lorsque ces deux utilisations du sol prédominent dans un bassin versant (Pan et al., 1999). Ainsi, Pan et al. (1996) ont démontré que l'utilisation du sol explique une partie importante de la variance des communautés des Appalaches du nord-est des États-Unis, car les élévations du pH sont occasionnées par l'enrichissement en nutriments en provenance du milieu agricole. Pour leur part, les analyses de Carpenter et Waite (2000) ont clairement démontré que la structure des communautés de diatomées diffère dans les bassins versants principalement forestiers et les bassins versants davantage agricoles et urbains. Leland et Porter (2000) ont trouvé que la géologie est un facteur de contribution significatif, mais moins important que l'utilisation du sol dans le bassin versant de la rivière Illinois (É.-U.). Cette contribution plus importante de l'utilisation du sol est attribuable au développement urbain et agricole intensif de ce bassin versant. Par exemple, les cours d'eau dans les milieux agricoles contiennent une grande proportion d'algues indicatrices d'enrichissement par les nutriments, alors que les cours d'eau dans les milieux forestiers, avec une faible concentration en nutriments, supportent des algues indicatrices de conditions oligotrophes.

Il est également admis que la structure de la communauté varie selon les caractéristiques des tronçons de rivières (facteurs intermédiaires). Cette structure varie, entre autres, selon les caractéristiques morphologiques des tronçons de rivières (ex.

profondeur, ratio mouille et seuil) qui accompagnent les variations géologiques et d'utilisation du sol dans les bassins versants. Biggs et Gerbeaux (1993) ont déterminé que les facteurs à l'échelle du bassin versant sont plus importants dans la structuration à long terme (> 1 an) des communautés de diatomées. Toutefois, la vitesse de courant était plus importante pour démontrer les dynamiques à court terme dans la biomasse de celles-ci (rivière Motueka, Nouvelle-Zélande). Carpenter et Waite (2000) ont démontré que la structure des communautés de diatomées variait fortement en fonction de la vitesse du courant et la taille du substrat.

La classification écorégionale peut servir de point de départ pour les analyses écologiques contraintes par une dépendance spatiale (Omernick, 1995). Plusieurs composantes tels la géologie, les sols, l'utilisation du sol, la géomorphologie et la végétation sont utilisées pour diviser des paysages vastes et complexes, soit des écorégions qui sont des régions avec une homogénéité relative dans les systèmes écologiques (Omernick, 1987). Les écorégions peuvent servir de cadre spatial qui peut faciliter l'établissement de standards à grande échelle de qualité de l'eau pour le biomonitoring (Hughes et Larsen, 1988; Larsen et al., 1986). Cependant, il semblerait que l'échelle spatiale considérée pour la détermination des écorégions, et les gradients environnementaux qui en résultent, a une influence majeure sur la validité de l'utilisation des écorégions dans l'établissement de ces standards. Par exemple, une étude menée par Potapova et Charles (2000) à l'échelle des États-Unis a démontré que les communautés de diatomées sont semblables à l'intérieur des écorégions, alors que celles effectuées par Pan et al. (2000) et Pan et al. (1999) suggèrent que celles-ci varient davantage selon l'utilisation du sol du bassin versant, la température de l'eau et les conditions ripariennes, ainsi que par la classification écorégionale dans la région Atlantique Centre des États-Unis. Par conséquent, les structures de communautés peuvent varier selon la classification écorégionale quand l'utilisation du sol diffère significativement entre ces écorégions.

2.3 Diatomées en tant que bioindicateurs de la qualité de l'eau

2.3.1 Indices diatomiques

Les indices diatomiques, basés sur des données quantitatives, traduisent des modifications structurelles des communautés, telle qu'une augmentation progressive d'espèces tolérantes en cas de pollution. Ils permettent donc d'évaluer l'état des écosystèmes aquatiques à partir de la structure des communautés de diatomées en se basant sur un ou plusieurs gradients environnementaux.

Depuis les années 1970, plusieurs études ont été réalisées en Europe sur l'utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité de l'eau. Diverses méthodes et indices ont été proposés, notamment l'indice CEE pour les rivières de l'Europe de l'Ouest (Descy et Coste, 1990), l'indice SHE en Allemagne (Steinberg et Schiefele, 1988), l'indice TDI en Angleterre (Kelly et al., 1995) et les indices IPS (CEMAGREF, 1982) et IBD (Lenoir et Coste, 1996) en France. L'indice IBD (Indice Biologique Diatomées) a fait l'objet d'une utilisation intensive dans les grands bassins hydrographiques français. Récemment, une norme française a été éditée (AFNOR, 2000), assortie d'un manuel d'utilisation très complet. Les indices diatomiques sont donc utilisés en routine dans plusieurs pays européens et seront éventuellement appliqués intensivement par tous les pays européens pour la réalisation des objectifs de la *Directive cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau* (Commission européenne, 2000).

En Amérique du Nord, bien qu'un programme de grande envergure ait été mis en place par la *Environmental Protection Agency* aux États-Unis pour développer des outils de gestion de la qualité de l'eau à partir des diatomées, aucun indice diatomique n'est actuellement employé pour le suivi de la qualité de l'eau. Il en va de même au Canada.

2.3.2 Utilisation des diatomées au Canada

Au Canada, l'étude des relations entre les diatomées et les conditions environnementales fut, à ce jour, particulièrement restreinte aux études paléolimnologiques. Les études de Rühland et al. (2003), Antoniades et Douglas (2002), Michelutti et al. (2002), Rühland et Smol (2002), Dixit et al. (2001), Fallu et al. (2001), Reavie et Smol (2001), Fallu et Pienitz (1999), Fallu (1998), Reavie et al. (1998b), de même que Wilson et al. (1996) témoignent, entre autres, de l'utilisation des diatomées dans la reconstruction du carbone organique dissous, du pH et de l'eutrophisation dans certains fleuves, rivières et lacs au Canada.

Le suivi de la qualité de l'eau est principalement effectué à l'aide de la structure du périphyton. En Ontario et en Colombie-Britannique, les études de Winter (2003, 2000a et b), de Olding et al. (2000), Reavie et al. (2000, 1995a et b) et Rott et al. (1998) ont porté principalement sur l'utilisation de la structure du périphyton et des diatomées (épilithiques) dans l'évaluation et la reconstitution de l'état trophique des cours d'eau et des lacs. Au Québec, Lavoie (2003a), Wunsam et al. (2002), Bourassa (2000), Mercier et al. (1999), Vis (1998a et b) et Cattaneo (1997) ont utilisé la structure, la biomasse, la distribution et l'abondance des divers types d'algues périphytiques à titre d'indicateurs des conditions trophiques, du pH et d'autres variables environnementales. Pour leur part, Reavie et Smol (1998a et b, 1997) ont exploré les relations existant entre la structure des communautés de diatomées épilithiques du fleuve Saint-Laurent et les variables relatives à la pollution de l'eau. Finalement, Lavoie (2003b) et Wunsam et al. (2002) ont reconnu, à la lumière de leurs résultats, le potentiel de la structure des communautés de diatomées benthiques pour le suivi de la qualité de l'eau.

La structure des communautés de diatomées n'a jamais été utilisée sous forme d'indice diatomique au Canada. Cependant, plusieurs espèces de diatomées sont cosmopolites et l'étude de Lavoie (2001) a démontré que la plupart des diatomées présentes dans les rivières québécoises étaient également présentes dans les rivières européennes. Il est donc probable que les indices européens soient efficaces dans les

bassins versants québécois. Il est cependant essentiel de tester préalablement ces indices avant leur utilisation, afin de s'assurer notamment que les espèces de diatomées aient les mêmes préférences écologiques au Québec et en Europe. Les travaux poursuivis actuellement par Isabelle Lavoie (Trent University, thèse de doctorat) visent le développement d'un indice diatomique de l'Est du Canada.

2.4 Détermination des communautés biologiques de référence des rivières dégradées

La restauration des milieux aquatiques dégradés doit s'effectuer en fonction d'objectifs de restauration basés sur une connaissance adéquate des conditions naturelles du milieu. L'état de référence d'une rivière doit être définie pour la physico-chimie de ses eaux, son écosystème aquatique et ses caractéristiques hydromorphologiques. Dans le cas des communautés aquatiques, l'état de référence peut par exemple être établi pour les communautés de diatomées benthiques, les macrophytes, les invertébrés benthiques et les poissons. Or les objectifs de restauration sont souvent mal définis, notamment en ce qui concerne le niveau d'intégrité écologique à atteindre. Une connaissance plus approfondie des conditions naturelles de référence permet d'identifier des communautés aquatiques cibles qui constituent des objectifs à atteindre dans le cadre de la restauration des rivières.

Des objectifs de restauration uniformes ne peuvent être appliqués à l'ensemble des rivières du Québec méridional. La turbidité naturelle des eaux est par exemple plus élevée dans les portions avalées des rivières de la plaine du Saint-Laurent qu'à la tête des bassins versants dans le Bouclier canadien ou dans les Appalaches. De façon similaire, les communautés aquatiques des eaux froides et bien oxygénées seront distinctes des eaux naturelles plus chaudes et turbides d'une plaine argileuse. Dans ce contexte, comment déterminer des objectifs de restauration qui soient réalistes et qui tiennent compte de la diversité des conditions naturelles rencontrées dans des environnements aussi diversifiés que le Bouclier canadien, les Basses-Terres du Saint-Laurent et les Appalaches ?

Une première difficulté vient de la nécessité de définir ce qu'est l'état de référence d'un cours d'eau. Celui-ci devrait idéalement correspondre à l'état naturel d'un écosystème (*pristine or minimally disturbed condition*), c'est-à-dire l'état qui prévalait avant l'intensification des activités humaines. Dans ce contexte, une communauté de référence aquatique possède les propriétés suivantes :

- Elle est diversifiée;
- elle peut se maintenir d'elle-même sans l'intervention constante de l'homme (*self-sustaining*);
- elle est en équilibre avec les perturbations naturelles et possède donc une certaine résilience;
- elle est en évolution, elle n'est donc pas fixe et immuable.

Cet état, non altéré, est rarement rencontré dans certaines régions fortement perturbées par l'urbanisation, l'industrialisation et l'agriculture, comme c'est le cas dans la vallée du Saint-Laurent. De plus, la présence prédominante de l'homme a modifié profondément la structure de certains écosystèmes. Dans ce contexte, il n'est pas réaliste, particulièrement d'un point de vue social et économique, de déterminer des objectifs de restauration qui soient établis à partir de l'état naturel, non altéré, d'un écosystème. Une alternative consiste à déterminer des objectifs de restauration en utilisant comme référence les écosystèmes actuels les moins altérés (*near-natural condition or least disturbed condition*) d'une région. Ces écosystèmes peuvent avoir été altérés par les activités humaines, mais dans une moindre mesure que les sites les plus dégradés. De plus, le fait qu'il s'agisse de sites de référence actuels, et non pas de données historiques, permet de définir des objectifs de restauration réalistes, qui tiennent compte du fait que l'homme est désormais partie intégrante des écosystèmes. Enfin, une dernière approche consiste à déterminer des conditions de référence que l'on pourrait qualifier d'optimales (*best attainable condition*) qui tiennent compte des contraintes sociales, économiques et réglementaires. Dans la plupart des cas, les objectifs ainsi fixés seront beaucoup plus réalistes que les objectifs basés sur l'état naturel d'un cours d'eau. Ces objectifs ont l'avantage d'être plus facilement atteints et ont plus de chance de faire l'objet d'un consensus auprès des divers intervenants impliqués dans la restauration

d'une rivière. Ils peuvent en outre représenter un premier pas vers une restauration plus complète du cours d'eau.

2.4.1 Méthodes utilisées pour fixer des objectifs de restauration

Le deuxième défi à relever consiste à identifier le référentiel à partir duquel il sera possible d'évaluer l'état de référence d'un cours d'eau altéré. Cet état de référence peut être déterminé de plusieurs façons. Il peut notamment être évalué à partir :

- de sites de référence situés sur la même rivière ou une rivière ayant les mêmes caractéristiques hydromorphologiques et située dans la même écorégion;
- de données historiques;
- de données paléoécologiques;
- de modèles;
- de données expérimentales;
- de sites restaurés;
- de données documentées sur les préférences écologiques de chaque espèce;
- du jugement d'un expert.

- **Sites de référence**

La méthode la plus couramment utilisée consiste à comparer les sites dégradés à des sites de référence situés sur la même rivière ou une rivière ayant les mêmes caractéristiques hydromorphologiques et située dans la même écorégion. Le réseau de sites de référence doit être représentatif de toute la variabilité naturelle de l'écosystème et doit inclure tous les gradients environnementaux naturels susceptibles d'être rencontrés chez les sites dégradés. Les données récoltées à partir des sites de référence doivent donc refléter la variabilité temporelle (événementielle, saisonnière et interannuelle) et spatiale propre à une région naturelle. Une première difficulté consiste précisément à définir des régions et des saisons relativement homogènes pour lesquelles des conditions de référence spécifiques pourront être établies. Il est donc essentiel de se

livrer dans un premier temps à un exercice de classification qui permettra de déterminer une typologie des tronçons de rivière. Chaque type devra avoir des caractéristiques environnementales relativement homogènes. Ces caractéristiques se réfèrent le plus souvent au climat, à la physiographie, à la géologie, aux dépôts de surface, aux sols, à la végétation et aux caractéristiques hydrologiques et morphologiques des rivières. La classification écologique du territoire peut à ce titre être fort utile puisque les écorégions constituent souvent, mais pas toujours, le premier niveau de classification des cours d'eau.

Cette méthode comporte cependant certaines limitations. Dans un premier temps, il est souvent difficile d'identifier des stations de référence situées dans la même écorégion que les sites dégradés, particulièrement dans la plaine du Saint-Laurent. L'approche traditionnelle consistant à comparer l'amont et l'aval d'une rivière est particulièrement mal adaptée à la plaine du Saint-Laurent, l'amont et l'aval des rivières n'étant souvent pas situés dans la même écorégion. Il faut alors souvent se rabattre sur les sites les moins altérés d'une écorégion. Or la structure des communautés aquatiques de ces sites peut parfois être assez éloignée de la structure des communautés de référence, sans qu'il y ait de possibilité d'évaluer cette distance. Cet état de fait peut mener à l'établissement d'objectifs de restauration qui sont en-deça du potentiel réel d'un écosystème.

- **Données historiques**

Lorsqu'elles sont disponibles, les données historiques constituent une source privilégiée d'information sur l'état de référence ayant prévalu avant la perturbation d'un cours d'eau. D'anciennes mesures de la physico-chimie d'un cours d'eau peuvent par exemple être une excellente référence permettant d'établir des objectifs de restauration spécifique à un cours d'eau et qui tiennent compte des conditions historiques réelles du cours d'eau. Des cartes historiques ou d'anciennes photo aériennes peuvent renseigner sur la morphologie des cours d'eau et les caractéristiques de l'habitat dans le passé. Cette approche fut notamment appliquée en Autriche par Muhar et al. (2000, 1996, 1995). D'anciens inventaires fauniques ou des données sur les prises commerciales

peuvent également révéler la composition des communautés de poissons d'une rivière à une période où la pollution était moindre. Les données historiques font cependant souvent défaut, particulièrement au Québec où les stations de suivi de la qualité de l'eau ont été mises en place au moment où les rivières étaient déjà fortement dégradées. De plus, les données historiques, lorsqu'elles existent, sont souvent fragmentaires. Dans le cas des prises de poissons par exemple, les données d'archives ne concernent souvent que les espèces commerciales, ce qui ne procure qu'une vision partielle des communautés de référence (Schmutz et al., 2000).

- **Données paléoécologiques**

Une alternative à ces méthodes consiste à analyser les sédiments accumulés dans les dépressions d'un bassin versant afin d'en extraire des indications sur l'état des anciens environnements aquatiques, c'est-à-dire les conditions qui prévalaient au cours des siècles qui ont précédés l'intensification des activités agricoles et industrielles et l'urbanisation de la plaine du Saint-Laurent. Ces conditions de référence peuvent entre autres être déduites des assemblages de diatomées fossiles accumulés dans les sédiments au cours des siècles. La paléoécologie des diatomées a fait l'objet de nombreux développements qui ont fait leurs preuves en milieu lacustre. Les assemblages fossiles de diatomées ont notamment été utilisés afin de reconstituer les variations de pH, de nutriments, de carbone organique dissous et de température dans les lacs. Cependant, très peu d'études ont été réalisées en milieu lotique. Cet état de fait s'explique entre autres par la difficulté de trouver, le long des rivières, des environnements de déposition n'ayant pas été érodés ou perturbés.

- **Modèles**

Dans le cas où aucune donnée n'est disponible concernant le site à l'étude, la modélisation peut être utilisée afin d'extrapoler l'état de référence d'un site à partir de données existantes pour d'autres sites. De tels modèles furent développés pour prédire la structure des communautés de référence des populations de poissons à partir de données

écophysiographiques et d'habitats en Europe (Milner et al., 1995, 1993; Barnard & Wyatt, 1995).

Les données expérimentales, l'étude des sites restaurés, les données documentées sur les préférences écologiques de chaque espèce et le jugement d'experts sont d'autres méthodes moins précises pouvant être employées afin de déterminer l'état biologique de référence d'une rivière.

2.4.2 Structure des communautés biologiques de référence et la détermination d'objectifs de restauration

Dans bien des cas, l'état de référence d'un cours d'eau altéré est établi à l'aide de plus d'une méthode. Quelque soit la méthode utilisée, une première difficulté consiste à sélectionner, parmi un ensemble de relevés, ceux pouvant être associés à des conditions de référence. Cette sélection peut s'effectuer de plusieurs façons :

- 1) La méthode la plus commune consiste à d'abord établir une typologie des cours d'eau basée sur la **physico-chimie de l'eau**. Les sites ayant les concentrations en nutriments les plus faibles et ayant les plus faibles charges en sédiments et en matières organiques sont alors considérés comme étant représentatifs des conditions de référence. Les communautés biologiques des sites de référence sont ensuite caractérisées. Cette méthode comporte cependant une lacune importante puisque la définition des communautés biologiques de référence est alors tributaire des conditions physico-chimiques du cours d'eau. Or l'intérêt de caractériser les communautés aquatiques est précisément qu'elles peuvent fournir une information complémentaire et non redondante sur l'état d'un écosystème. Le procédé est donc circulaire et présente un biais important. De plus, l'identification des conditions physico-chimiques naturelles présente une difficulté supplémentaire. Cette démarche implique de départager, pour les différents constituants physico-chimiques de l'eau, les apports anthropiques des apports naturels. Certains composants chimiques sont généralement présents à de

faibles concentrations en conditions naturelles, telles les différentes formes de phosphore et de coliformes. Les conditions de référence pour ces paramètres peuvent donc être établis à partir des critères de qualité des eaux de surface. Cependant, il s'avère difficile de départager la contribution anthropique des niveaux naturels pour certains paramètres tels la turbidité, les matières en suspension, le pH, la conductivité, la chlorophylle *a* et le carbone organique dissous.

Afin de palier à cette difficulté, il est préférable de procéder, dans un premier temps, à l'établissement d'une **typologie naturelle des rivières**. Cette classification des types naturels de cours d'eau est effectuée à partir de leurs caractéristiques éco-physiographiques et hydromorphologiques, c'est-à-dire en tenant compte de leur appartenance à une écorégion et en considérant les caractéristiques physiographiques de leur bassin versant (aire du bassin, géologie, dépôts de surface, etc) et les caractéristiques hydromorphologiques des tronçons analysés (largeur du lit plein bord, pente, vitesse du courant, régime hydrologique, substrat, etc). Cette classification des types de cours d'eau peut être établie à l'aide de méthodes de classification (groupements ou *clustering*), d'ordinations ou de réseaux de neurones non supervisés (cartes de Kohonen). Cette typologie permet de déterminer plus aisément les niveaux naturels de certains paramètres physico-chimiques, tels le pH et la conductivité. La caractérisation des conditions de référence peut alors être réalisée indépendamment pour chaque type de cours d'eau, en tenant compte de la chimie naturelle des eaux et des gradients de pollution présents dans l'écorégion considérée.

- 2) Les sites de référence peuvent également être identifiés à partir d'une analyse des **sources potentielles de dégradation** du cours d'eau. Cette analyse peut porter sur la caractérisation des sources ponctuelles, tels les effluents municipaux et industriels, ou des sources diffuses, tels les superficies agricoles, les coupes forestières, les secteurs urbanisés et les secteurs en érosion. Cette méthode

comporte l'avantage d'être indépendante de la physico-chimie du cours d'eau. Il existe cependant le risque que certaines sources ne soient pas identifiées. De plus, les sources de dégradation sont difficilement quantifiables et il peut être ardue d'identifier un gradient qui permettrait de discriminer entre les sites de référence, les conditions intermédiaires et les sites véritablement dégradés. Cette méthode peut cependant être complémentaire et palier aux limitations d'une classification basée uniquement sur la physico-chimie de l'eau.

- 3) Les deux dernières méthodes sont basées sur la structure des communautés aquatiques. La classification qui en découle est ainsi déterminée par des considérations biologiques. Une première approche consiste à classer les sites à partir de la cote attribuée par des **indices d'intégrité écologique**. Les valeurs des indices de diatomées (tel l'IPS) ou des indices d'invertébrés (tel l'IBGN) permettent de classer les sites selon leur intégrité écologique. Les sites ayant une cote supérieure à un certain seuil sont alors considérés comme étant des sites de référence. Les indices utilisés doivent cependant avoir été validés à l'intérieur de la région à l'étude. De plus, un nombre suffisant de sites de référence doit avoir été considéré lors de l'élaboration de l'indice. Enfin, il faut garder à l'esprit que de nombreux indices ont été élaborés en comparant les communautés biologiques à la physico-chimie de l'eau, ce qui nous ramène au problème de circularité évoqué précédemment.
- 4) L'approche la plus pure, en terme d'intégrité écologique, consiste à identifier les conditions de référence directement à partir de la **structure des communautés** aquatiques. La structure des communautés peut être exprimée, par exemple, par la diversité, l'occurrence ou l'abondance relative des espèces. Des mesures de distance entre les communautés peuvent alors être utilisées afin de distribuer les sites sur un gradient de dégradation et les classer. Cette analyse peut être réalisée à l'aide de méthodes de classification (*clustering*), d'analyses de gradient indirect (par exemple une analyse de correspondance) ou de réseaux de neurones non supervisés (cartes de Kohonen). Elle doit préférentiellement être effectuée

indépendamment pour chaque type de cours d'eau, les communautés aquatiques pouvant être fortement influencées par la chimie naturelle des eaux et les conditions hydromorphologiques.

La difficulté qui se présente ensuite est d'identifier, parmi les classes ou les gradients de communautés identifiées, les groupes de référence et les groupes associés à des conditions dégradées. L'analyse procure en effet un certain nombre de communautés types, sans qu'il soit possible, à priori, d'identifier celles qui sont associées à des conditions de référence. Les données documentées sur les préférences écologiques de chaque espèce peuvent servir, à ce stade de l'analyse, à identifier les communautés de référence. Une alternative consiste à réaliser une ordination à partir des données physico-chimiques et des données sur l'utilisation du sol afin d'analyser les gradients environnementaux présents. L'ordination peut être réalisée uniquement à partir des variables environnementales, en utilisant par exemple une analyse en composante principale, ou combiner les variables environnementales et les communautés biologiques, en utilisant par exemple une analyse canonique des correspondances. Les classes de communautés identifiées précédemment peuvent être reportées sur l'ordination afin d'identifier les classes associées à des conditions de référence. C'est cette dernière approche qui a été retenue dans le cadre de cette étude.

La nécessité de procéder à une classification des communautés ou une analyse indirect des gradients à partir des communautés est discutable. Il semble plus rapide et plus simple de combiner directement les variables environnementales et les communautés biologiques, en utilisant par exemple une analyse canonique des correspondances. Cependant, comme il a été mentionné précédemment, la structure des communautés aquatiques est en soit une mesure de l'intégrité écologique d'un cours d'eau. Cette information peut être complémentaire et non redondante par rapport à l'information que procure les variables physico-chimiques. Il est donc important d'analyser les communautés biologiques indépendamment des variables physico-chimiques, du moins dans un premier temps. Il est ainsi possible que la physico-chimie

de l'eau et les communautés biologiques procurent des indications contradictoires sur l'état d'un cours d'eau.

Les critères reliés à la structure des communautés servent à définir le statut écologique d'un cours d'eau et ainsi à évaluer son niveau d'intégrité écologique. Les valeurs d'un critère sont souvent regroupées en classes qui expriment le niveau d'intégrité écologique. Lorsque cette classification est convenablement établie, le niveau inférieur représente les conditions les plus altérées (*low status, bad ecological integrity, etc.*). Le niveau supérieur doit être une évaluation de l'état de référence et représente souvent l'objectif à atteindre dans un contexte de restauration (*high status, good ecological integrity, etc.*). L'établissement d'une classification propre à chaque écorégion est souvent une nécessité afin que chaque niveau de la classification puisse être potentiellement atteint pour un site donné. Une classification dans laquelle le niveau supérieur ne pourrait jamais être atteint par un cours d'eau ne serait pas adéquate. Cette considération est particulièrement importante pour la création d'indice numérique de l'intégrité biologique. Plusieurs indices utilisés dans le suivi de l'intégrité écologique des cours d'eau sont génériques et utilisés sur un vaste territoire. L'indice IBGN (invertébrés) et l'indice IBD (diatomées) en sont des exemples. Bien que ces indices soient performants et utilisés de longue date, ils tiennent peu compte des valeurs indicielles maximales et minimales qui peuvent être réellement atteintes pour un site donné. Cette situation tend à être corrigée et de plus en plus d'emphasis est mise maintenant sur l'identification de l'état de référence spécifique à un type de cours d'eau lors de l'élaboration des indices. Cette approche est notamment valorisée par le *Rapid Bioassessment Protocol* développé par l'Agence de protection de l'environnement aux États-Unis (EPA) et dans les dispositions de la Directive cadre de la Commission européenne. La prise en compte de l'état de référence et des valeurs indicielles maximales et minimales spécifiques à un site améliore la sensibilité d'un indice à détecter les petites perturbations pouvant affecter l'écosystème, ou, à l'inverse, les améliorations progressives découlant d'un programme de restauration du cours d'eau.

2.4.3 Communautés phytobenthiques de référence

Des études présentement en cours à l'échelle de la Communauté européenne explorent les possibilités d'établir des conditions de références biologiques des cours d'eau européens à partir des communautés aquatiques (Gosselain et al., soumis; Descy et al., 2005; Coste et al., 2004). L'analyse des communautés dans les sites non ou peu perturbés, sélectionnés sur la base de différents critères permet de définir une typologie des eaux courantes basée sur les variables biologiques. En Europe de l'Ouest et en Wallonie, ces relevés de référence ont été sélectionnés sur la base de leur valeur IPS (Indice de Polluosensibilité Spécifique (Coste dans CEMAGREF, 1982). Une typologie des communautés de référence fut réalisée pour ces études, soit dix communautés en Europe de l'Ouest et quatre en Wallonie. Des analyses canoniques des correspondances et des analyses de sensibilité (Réseaux neuronaux) ont été utilisées pour identifier les variables qui expliquent une partie significative de la variance des communautés formées. Finalement, des modèles prédictifs, soit les réseaux neuronaux de type supervisé (Gosselain et al., soumis) et l'analyse discriminante (Descy et al., 2005) ont été calibrés afin de prédire les biotypes de référence à partir des variables significatives. En France, la sélection des stations de référence a été réalisée à partir de la composition floristique des communautés diatomiques (avis d'un expert en taxonomie) et, parmi les stations retenues, (2) seules les stations dont le bassin versant ne subit pas de pression environnementale (ex. utilisation du sol; SIG) furent conservées. Des valeurs d'IPS et IBD (Indice Biologique Diatomées) ont ensuite été calculées sur les stations de référence de chacune des hydro-écorégions (HER; typologie de rivières basée sur la géologie, le relief et le climat), devenant ainsi les limites de « très bon état écologique » à partir desquels sont définis les limites de bon état et l'écart de chaque masse d'eau à cette limite.

3. OBJECTIFS DE L'ÉTUDE

L'objectif global de cette étude est d'établir l'état de référence biologique de 126 tronçons de rivières du Québec méridional à partir de la structure des communautés de diatomées benthiques.

Objectifs spécifiques :

- 1. Établir une typologie des rivières du Québec à partir de leurs caractéristiques éco-physiographiques.** Cette typologie est réalisée en tenant compte de l'appartenance d'un tronçon à une écorégion et en considérant les caractéristiques physiographiques de leur bassin versant (aire du bassin, géologie, dépôts de surface, etc.) et les caractéristiques hydromorphologiques de celui-ci (largeur, vitesse du courant, etc).
- 2. Identifier les communautés de diatomées typiques des rivières du Québec méridional.** Les taxa indicateurs des diverses conditions environnementales furent identifiés et les préférences écologiques des principaux taxa furent documentés.
- 3. Établir les conditions biologiques de référence des rivières dégradées.** Ces communautés de référence constituent des objectifs biologiques de restauration adaptés à chacun des types éco-physiographiques.

4. MÉTHODOLOGIE

4.1 Sélection des stations d'échantillonnage

Le prélèvement des diatomées fut réalisé à proximité des stations du réseau-rivières du Ministère de l'Environnement du Québec (MENV) en raison de la disponibilité des analyses physico-chimiques. Ces stations sont identifiées par un numéro d'identification de la Base Québécoise sur le Milieu Aquatiques (BQMA). Des campagnes d'échantillonnage ont eu lieu au printemps et à l'automne 2002 et au printemps et à l'automne 2003. La liste des 151 stations d'échantillonnage d'eau du réseau-rivières de la province (stations échantillonnées une fois par mois par des intervenants locaux) fut remis au projet au printemps 2002 par la Direction du suivi de l'état de l'environnement du MENV. Ces stations sont réparties de façon à suivre la progression de la qualité de l'eau d'amont en aval des principaux bassins versants qui alimentent le fleuve Saint-Laurent. Un nombre plus important de stations se trouvent dans les bassins versants dont la qualité de l'eau demande un suivi particulier.

Les stations de la péninsule Gaspésienne, de la Côte-Nord, de l'Abitibi-Témiscamingue et du nord de la province n'ont pas été retenues pour les fins de l'étude. Ce tri fut effectué afin d'éviter les zones éloignées qui ne présentent pas de dégradation majeure et qui ne se situent pas en zone agricole. Un total de 10 stations furent ainsi éliminées et 141 sélectionnées pour les campagnes d'échantillonnage, mais les stations situées sur le fleuve Saint-Laurent et la rivière des Outaouais (15) ne furent pas retenues pour les analyses en raison du manque de données disponibles sur leur bassin versant. Les stations sélectionnées sont distribuées entre l'amont des bassins versants, dans les écorégions du Bouclier canadien et des Appalaches, et l'aval des bassins, dans les Basses-Terres du Saint-Laurent. Les stations sont situées dans trois écorégions (les Appalaches, le Bouclier canadien et les Basses-Terres du Saint-Laurent) et dans 34 bassins versants comprenant certains de leurs tributaires, pour un total de 126 stations d'échantillonnage (Tableau 1; liste complète à l'Annexe A).

Tableau 1. Localisation des stations du réseau-rivières du MENV qui ont été échantillonnées lors des quatre campagnes

Bassins versants sur la rive sud du Saint-Laurent	Bassins versants sur la rive nord du Saint-Laurent
BQMA : 1170000 : Madawaska	BQMA : 4010000 : Du Nord
BQMA : 2250000 : Du Loup	BQMA : 4020000 : Rouge
BQMA : 2260000 : Aux Perles	BQMA : 4040000 : De la Petite Nation
BQMA : 2300000 : Boyer	BQMA : 4060000 : Du Lièvre
BQMA : 2310000 : Du Sud	BQMA : 4080000 : Gatineau
BQMA : 2330000 : Etchemin	BQMA : 4640000 : Mascouche
BQMA : 2340000 : Chaudière	BQMA : 5010000 : Saint-Maurice
BQMA : 2400000 : Bécancour	BQMA : 5030000 : Batiscan
BQMA : 2E90000 : Fouquette	BQMA : 5040000 : Sainte-Anne
BQMA : 3010000 : Nicolet	BQMA : 5080000 : Jacques-Cartier
BQMA : 3020000 : Saint-François	BQMA : 5090000 : Saint-Charles
BQMA : 3030000 : Yamaska	BQMA : 5220000 : Assomption
BQMA : 3090000 : Châteauguay	BQMA : 5230000 : La Chaloupe
BQMA : 3110000 : Saint-Louis	BQMA : 5240000 : Bayonne
BQMA : QC1 : Gentilly	BQMA : 5260000 : Maskinongé
BQMA : QC3 : Du Chêne	BQMA : 5280000 : Du Loup

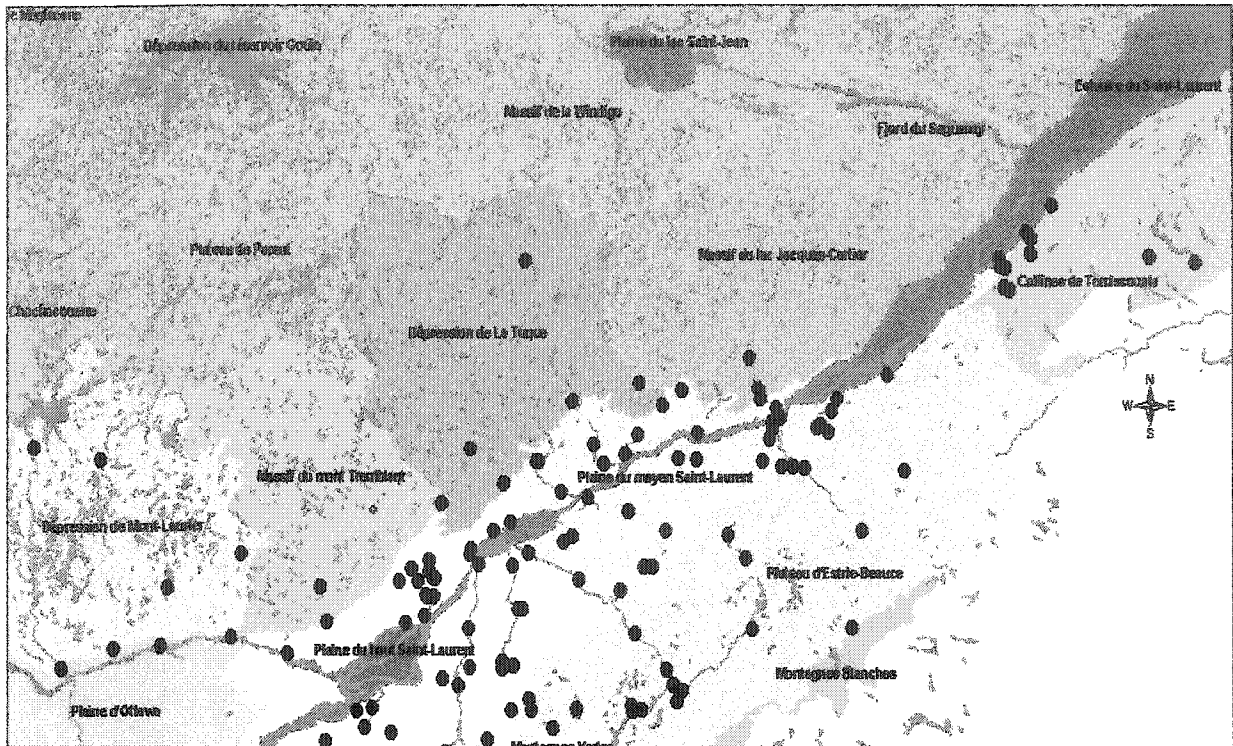


Figure 2 : Localisation des sites d'échantillonnage du réseau-rivières du MENV. Les régions naturelles représentées sont des subdivisions territoriales des trois écorégions québécoises, soit les Appalaches en vert, les Basses-Terres du Saint-Laurent en jaune, orange et rouge et le Bouclier canadien en bleu. Ces subdivisions ont été créées par la direction du patrimoine écologique et du développement durable du ministère de l'Environnement.

4.2 Prélèvement et traitement des diatomées

L'échantillonnage des diatomées, la préparation des lames et le comptage furent réalisés en suivant des procédures établies (AFNOR, 2000, Prygiel et al., 1996).

L'échantillonnage fut réalisé :

- sur des substrats durs et inertes, naturels de préférence;
- en milieu lotique;
- le plus souvent en s'éloignant de la rive, afin d'éviter les rejets ponctuels;
- en aval des barrages (lorsque présents);

- en évitant les couverts forestiers ou les zones ombragées;
- entre mai-juin et août-septembre pendant la période de croissance du périphyton. Les échantillons furent prélevés dans un intervalle de temps réduit (deux semaines) afin d'éviter les variations trop importantes de température et de vitesse de courant entre les stations en raison des différences saisonnières, surtout entre mai et juin.

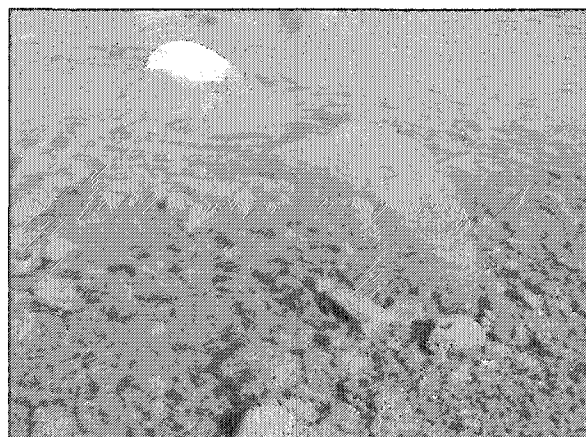
Le périphyton accumulé sur la surface des roches a été prélevé à l'aide d'une brosse. Les substrats ont été délicatement retirés de l'eau afin d'éviter toute perte de périphyton. Pour chacune des stations visitées, un échantillon composite de 3 à 5 roches a été récolté. La profondeur d'échantillonnage variait généralement entre 20 et 50 cm en fonction du courant et de la transparence de l'eau. Les échantillons ont été recueillis dans des piluliers, préservés avec du Lugol et entreposés à 4°C pour traitement ultérieur.

4.3 Caractérisation de la physico-chimie de l'eau

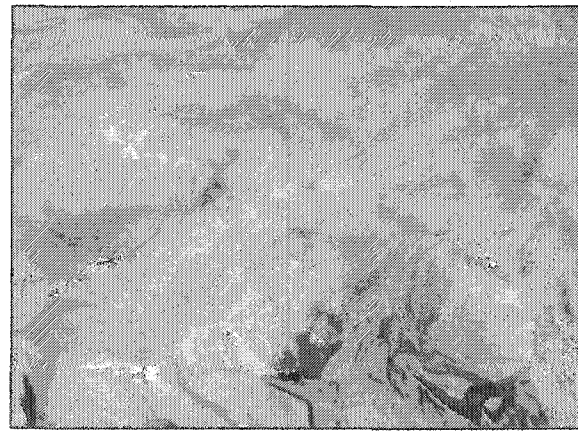
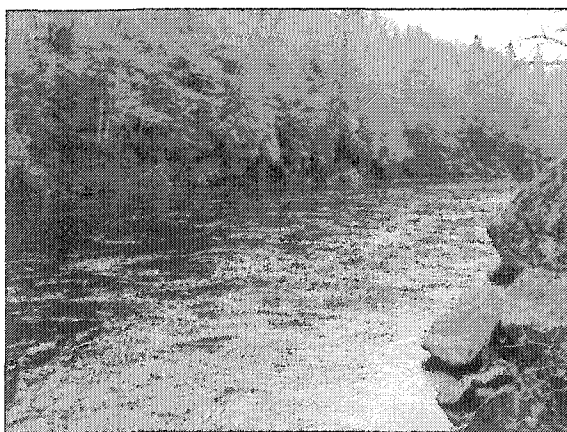
Les paramètres physico-chimiques disponibles pour l'étude sont l'azote ammoniacal (NH_3), les nitrites (NO_2) et nitratés (NO_3), l'azote total filtré (NTOT), les orthophosphates (O-PO_4), le phosphore total dissous (P-TOT-D), le phosphore total en suspension (P-TOT-S), le phosphore total calculé ((PTOT(= (P-T-PER) ou (P-TOT-S + P-TOT-D))), les coliformes fécaux (CF), la chlorophylle-*a* (CHLO-A), la Chlorophylle-*a* totale (CHLO-AT), la chlorophylle-*a* totale calculée (CHLO-ATOT (CHLO-A+ PHEO)), le carbone organique dissous (COD), la conductivité (CON), les solides en suspension (SS), la turbidité (TUR), la température (TEMP), le pH et l'oxygène dissous (en ml/L. ou en %). La température, le pH, l'oxygène dissous et la conductivité ont été mesurés sur le terrain à l'aide d'une sonde *Hydrolab Quanta*. Les autres paramètres proviennent du ministère de l'Environnement du Québec. Les données sont regroupées dans une base de données ACCESS appartenant au Laboratoire de recherche sur les bassins versants de l'UQTR. La vitesse du courant fut mesurée au-dessus des substrats échantillonnés à l'aide d'un courantomètre de type *Price Pygmi*.

4.4 Caractérisation de l'habitat

Une fiche de caractérisation de l'habitat a été complétée pour chaque site. Cette fiche a permis la caractérisation du tronçon de rivière (encaissement du lit mineur, largeur et morphologie du cours d'eau, type d'écoulement et de substrat, état du substrat), la caractérisation des rives (composition, érosion et ombrage) et la caractérisation de l'habitat des diatomées (type d'écoulement sur le substrat, transparence de l'eau, niveau de l'eau, précipitations les jours précédents, profondeur, localisation, ombrage, nombre et type de substrat). Un exemplaire de la fiche d'échantillonnage apparaît à l'Annexe B.



Rivière Nicolet à Saint-Albert



Rivière Jacques-Cartier à Tewkesbury

Figure 3 : Représentation des tronçons de rivières et du substrat échantillonné dans les rivières Nicolet et Jacques-Cartier au printemps 2003

4.5 Identification et comptage des diatomées

L'identification des taxa de diatomées est basée sur l'analyse, au microscope, de la morphologie de leurs frustules de silice. Le traitement des échantillons consiste donc à éliminer la matière organique à l'aide de peroxyde 30% (H_2O_2) pour ne conserver que les frustules. Quelques gouttes d'acide chlorhydrique (HCl) sont ajoutées pour éliminer les carbonates. L'échantillon traité est ensuite collé sur une lamelle de microscope avec du Naphrax pour l'identification et le comptage des taxons. Les diatomées furent comptées et identifiées à un grossissement de 1000X sous un microscope Zeiss à contraste interférentiel équipé d'une caméra digitale. Le comptage s'effectue sur 400 individus (valves) au minimum et se fait par un balayage de la préparation. L'identification s'appuie sur des clés de détermination, dont celles de Krammer et Lange-Bertalot (1991a, 1991b 1988, 1986). La majeure partie des comptages furent réalisés par Isabelle Lavoie dans le cadre d'une thèse de doctorat portant sur le développement d'un indice d'intégrité écologique. Une partie des comptages furent cependant réalisés par la mémorante, soit une centaine sur un total de 410, sous la supervision d'Isabelle Lavoie.

Au total, 460 taxa de diatomées ont été distingués dans les rivières du Québec. La plupart de ceux-ci ont été identifiés à l'espèce. Certaines sous-espèces, variétés ou formes ont cependant été distinguées pour quelques taxa. Lorsque l'identification à l'espèce n'était pas possible, un numéro fut attribué au taxon. Les taxa planctoniques ne furent pas considérés dans les analyses. De plus, les taxa qui étaient représentés par moins de quatre individus dans l'ensemble des relevés furent éliminés des analyses. La matrice finale comporte 347 taxa (213 au printemps et 309 à l'automne). Ces taxa composent au minimum 98,8% de la communauté de chaque relevé.

4.6 Caractérisation des bassins versants

Un système d'information géographique (SIG) a été créé afin de regrouper les caractéristiques des bassins versants à l'étude et de procéder à des analyses spatiales. Les données de base intégrées au SIG sont :

- Les cartes numériques au 1:250 000 contenant le réseau hydrographique, les courbes de niveau, le réseau routier et les municipalités;
- le modèle numérique d'élévation du Québec méridional;
- la localisation des stations d'échantillonnage;
- les cartes géologiques;
- les cartes des dépôts de surface;
- les images Landsat classifiées, représentant l'utilisation du territoire;
- les données du recensement de 2001 de Statistique Canada (incluant le recensement agricole et la population par municipalité);
- les écorégions.

À partir du SIG fut calculée la superficie, en amont de chaque station d'échantillonnage :

- du bassin de drainage;
- de chaque formation géologique;
- de chaque dépôt de surface;
- de chaque catégorie d'utilisation du territoire (milieu agricole, forestier et urbain).

À partir du SIG furent également calculés, en amont de chaque station d'échantillonnage:

- la distance à la source;
- le nombre d'habitants;
- les statistiques agricoles (utilisation d'engrais et de pesticides, total des bovins, poules, poulets et porcs, superficie d'épandage des fumiers et superficie des différents types de cultures).

La plupart des fichiers numériques et le Cadre Écologique de Référence (CER) ont été fournis par la Direction du patrimoine écologique et du développement durable du ministère de l'Environnement. Les fichiers sources des cartes géologiques proviennent du ministère des Ressources Naturelles du Québec. Les images Landsat classifiées,

indiquant l'utilisation du territoire, proviennent du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.

Le réseau hydrographique, le modèle numérique d'élévation et les données sur les formations géologiques et l'utilisation du sol du United States Geological Survey (USGS) furent utilisées afin de compléter les informations manquantes sur les bassins versants québécois situés à la frontière américaine.

4.6.1 Délimitation des bassins versants

La délimitation des bassins versants fut réalisée au cours de l'année 2003 à l'aide du logiciel ArcGIS. Les limites des bassins furent tracées à partir des couches hydrographiques, du positionnement des stations d'échantillonnage et du modèle numérique d'élévation en reliant les crêtes délimitant la ligne de partage des eaux.

Les sous-bassins furent tracés à partir de chaque station d'échantillonnage. Lorsque plusieurs stations étaient présentes dans un même bassin versant, un polygone fut tracé pour chaque station, les polygones situés en amont étant imbriqués dans les polygones situés en aval. Ainsi, sur la figure 4, le bassin 1 est entier. Le bassin 2 comprend le polygone 1 et le polygone 2. Le bassin 4 comprend les polygones 1, 2, 3 et 4, et ainsi de suite dans le cas de bassins comportant plusieurs stations. Les données se rapportant aux sous-bassins situés en amont durent donc être compilées pour obtenir les données relatives aux bassins situés en aval.



Figure 4 : Représentation schématique de l'imbrication des polygones des sous-bassins versants

4.6.2 Cadre écologique de référence

Le cadre écologique définit une hiérarchie de régions homogènes allant des provinces naturelles aux faciès topographiques (Figure 2). Seul le premier niveau hiérarchique, soit les provinces naturelles, fut utilisé dans le cadre de cette étude. Les provinces naturelles ont été classifiées en fonction entre autres du climat, de la géologie, de la topographie, des dépôts de surface et de l'hydrographie (Li et Ducruc, 2000).

Les stations d'échantillonnage sont localisées dans trois écorégions et 9 régions naturelles (Figure 2 et Tableau 2) :

Tableau 2 : Les écorégions et les régions naturelles du Cadre Écologique de Référence (CER)

Les Appalaches (A)	Les Basses-terres du Saint-Laurent (B)	Les Laurentides méridionales (C)
A02 : Plateau- d'Etrie Beauce	B01 : Plaines du haut Saint-Laurent	C04 : Dépression de Mont-Laurier
A03 : Collines de Témiscouata	B02 : Plaines du moyen Saint-Laurent	C05 : Massif du Mont-Tremblant
	B03 : Plaines d'Ottawa	C08 : Dépression de La Tuque
		C10 : Massif du Lac Jacques-Cartier

4.6.3 Paramètres des stations

L'altitude des stations fut déterminée en affichant le modèle numérique d'élévation en arrière plan et en relevant simplement la mesure d'altitude du pixel sur lequel est positionnée chacune des stations. La distance à la source fut mesurée en additionnant la longueur des tronçons reliant chaque station à l'extrémité du réseau hydrographique la plus éloignée en amont de la station. La superficie du sous-bassin versant de chaque station fut calculée en additionnant les superficies des polygones des stations situées en amont.

L'extraction des superficies des unités géologiques, d'utilisation du territoire et des dépôts de surface associées à chaque bassin versant fut réalisée en apposant les frontières de chaque bassin versant aux différentes classes associées aux matrices. La superficie de chaque classe fut ensuite calculée pour chaque bassin versant à partir du logiciel ArcGis.

4.6.4 Analyse des données de Statistique Canada

Les données du recensement de 2001 (incluant le recensement agricole) ont également été intégrées au SIG. Les données des secteurs de recensement furent traitées pour être convenablement distribuées à chaque sous-bassin, en tenant compte des superficies et de l'utilisation du territoire. La figure 5 illustre la démarche adoptée. Prenons le cas d'un secteur de recensement dans lequel 1000 unités animales ont été dénombrées. L'utilisation du territoire dans le secteur de recensement est partagée entre la forêt et l'agriculture. Le nombre d'unités animales attribuées à un bassin versant est fonction de la superficie agricole partagée entre le secteur de recensement et le bassin versant. Ainsi, si 40% de la superficie agricole d'un secteur de recensement est située dans un bassin versant donné, celui-ci se voit attribuer 40% des unités animales. Dans l'exemple illustré à la figure 5, 400 unités animales, sur les 1000 dénombrées dans le secteur de recensement, seraient attribuées au bassin versant. Une méthode similaire a été utilisée pour chacune des données de Statistique Canada.

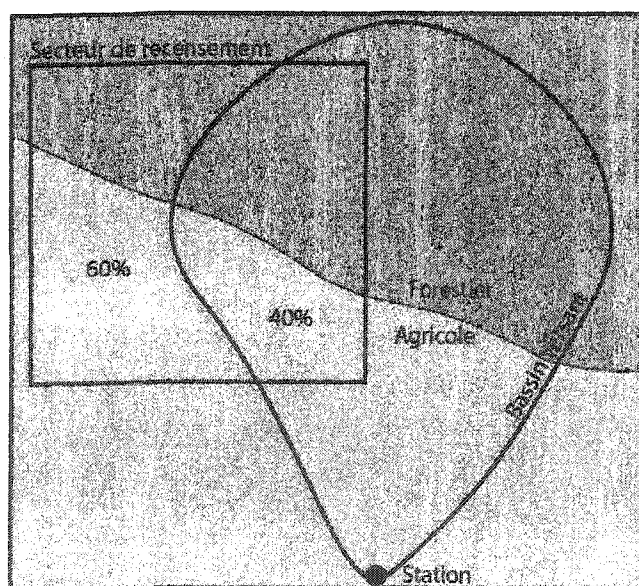


Figure 5 : Distribution des données de Statistique Canada en fonction des superficies des bassins versants et de l'utilisation du territoire.

Ces analyses ont été réalisées par la mémorante selon la méthodologie développée par Martin Matteau dans le cadre d'un stage de fin d'études au baccalauréat en géographie. Le stage a bénéficié de l'encadrement de Pierre-André Bordeleau,

professionnel de recherche du Laboratoire interdisciplinaire d'application en géomatique environnementale (LIAGE) de l'Université du Québec à Trois-Rivières. Les données recueillies ont été compilées dans une base de données ACCESS.

4.7 Définition des communautés de référence : démarche méthodologique

La démarche globale consista d'abord à classifier les rivières selon leur type éco-physiographique puis à identifier les communautés de diatomées de référence propre à chaque type. La Figure 1 illustre la démarche.

Étape 1: classification des types naturelles de rivières (section 5)

Les différents tronçons échantillonnés ont d'abord été regroupés selon leur écorégion d'appartenance. Le cadre écologique de référence est à la base de la division des écorégions au Québec (Li et Ducruc, 2000). Le cadre écologique définit une hiérarchie de régions homogènes allant des provinces naturelles aux faciès topographiques. Seul le premier niveau hiérarchique, soit les provinces naturelles, fut utilisé dans le cadre de cette étude. Les provinces naturelles ont été classifiées en fonction entre autres du climat, de la géologie, de la topographie, des dépôts de surface et de l'hydrographie (Li et Ducruc, 2000). L'utilisation des écorégions pour classifier des tronçons de rivières comporte cependant une difficulté importante. La question est de savoir si l'on doit procéder à la classification en fonction de l'appartenance du tronçon à une écorégion ou en fonction de l'appartenance de son bassin versant à une écorégion. En effet, dans la vallée du Saint-Laurent, il est fréquent que l'eau d'un tronçon de rivière, situé dans les Basses-Terres, ait une physico-chimie qui reflète les conditions géologiques de l'écorégion située en amont. Dans le cadre de cette étude, les tronçons ont été classifiés en fonction de leur appartenance à une écorégion. Cependant, l'interprétation des résultats tient compte des caractéristiques du bassin versant en amont.

Pour chaque écorégion, une typologie des rivières fut réalisée en considérant les caractéristiques physiographiques de leur bassin versant et les caractéristiques hydromorphologiques du tronçon analysé. La classification des types de rivières, à leur état naturel, doit s'appuyer sur des variables environnementales qui ne sont pas influencées par les activités anthropiques. Parmi les variables disponibles caractérisant les tronçons de rivières, seuls l'encaissement, la largeur du cours d'eau, le type d'écoulement et le type de substrat ont été retenus pour classer les tronçons de rivières à l'état naturel. L'aire du bassin versant en amont, la distance à la source, l'altitude de la station d'échantillonnage, les groupes géologiques, les types de dépôts de surface et la proportion du territoire recouvert par les milieux humides et les masses d'eau ont été utilisés pour caractériser l'état naturel du bassin versant en amont de chacune des stations. Les stations partageant des caractéristiques similaires devraient, de ce fait, présenter un régime hydrologique, une physico-chimie de l'eau et des communautés aquatiques semblables en conditions naturelles.

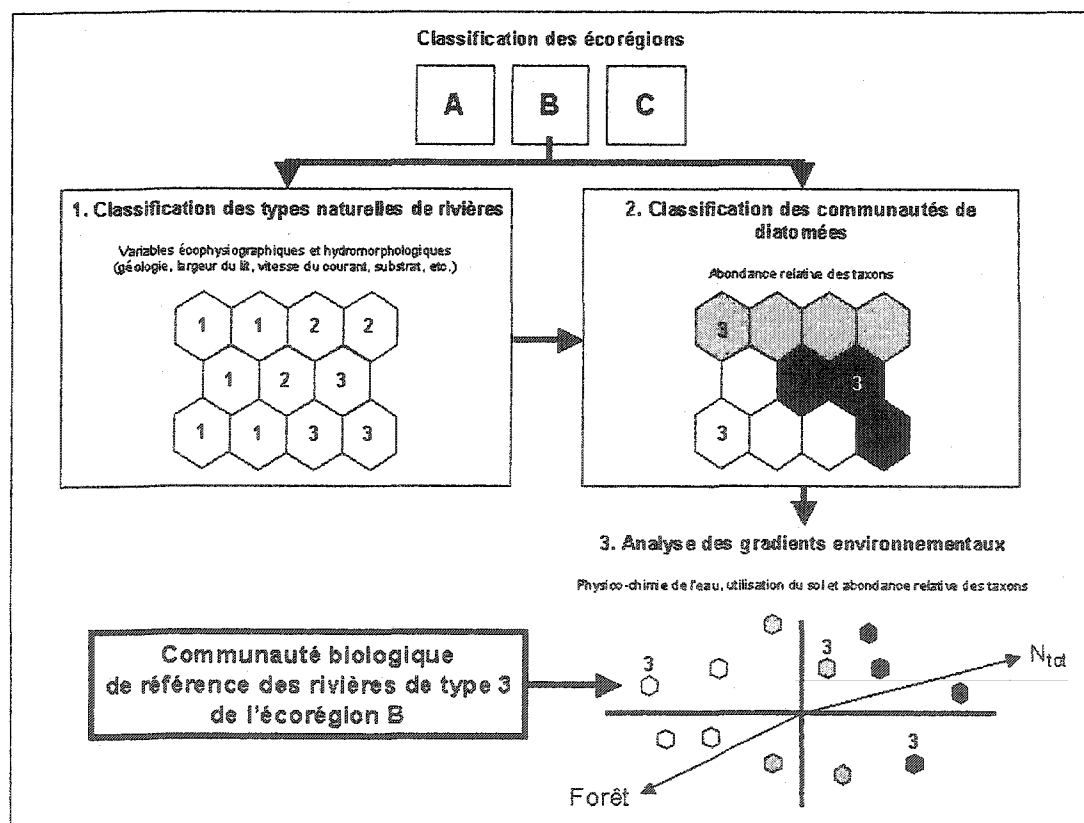


Figure 6 : Représentation schématique des étapes menant à l'identification des conditions de référence biologiques

Les variables sélectionnées permettent, dans un premier temps, de situer les tronçons de rivières sur un gradient amont-aval et de rendre compte des variations dans l'hydrologie, la sédimentologie et la morphologie des cours d'eau le long de ce continuum. Dans un deuxième temps, les variables sélectionnées permettent de situer les tronçons de rivières sur un gradient reflétant la physico-chimie naturelle des eaux de surface. Les groupes géologiques déterminent notamment le pH et la conductivité naturelle de l'eau, alors que les dépôts de surface influencent la turbidité et les concentrations de matières en suspension. Finalement, une présence importante de milieux humides (marais et marécage) et de terres forestières favorise des concentrations importantes en carbone organique dissous dans l'eau (acides humiques) et contribue à la diminution du pH (Wetzel, 2001).

La classification des types éco-physiographiques fut réalisée à l'aide de cartes de Kohonen (SOM), de la *U-matrix* et de la classification descendante hiérarchique de Ward. La distance de Bray-Curtis fut utilisée car elle procure une répartition uniforme des relevés d'échantillonnage. Elle permet une contribution similaire des variables présentant de fortes et de faibles valeurs dans la classification des stations d'échantillonnage. Les variables discriminant les groupes furent identifiées par l'analyse de la distribution des probabilités de chaque variable environnementale dans chaque groupe, des statistiques descriptives de chaque groupe et d'une analyse en composantes principales.

Afin de tester quelles variables séparent de façon significative les groupes SOM, le test non-paramétrique de Wilcoxon-Mann-Whitney fut réalisé dans le logiciel C2. Un test non-paramétrique fut nécessaire étant donné que les conditions d'application des tests paramétriques et de l'analyse discriminante n'étaient pas respectées.

Étape 2: classification des communautés de diatomées (section 6)

Parallèlement à la classification des rivières, une classification des communautés types de diatomées fut réalisée basée uniquement sur l'abondance relative des taxa. Une classification fut d'abord réalisée à partir de l'ensemble des relevés, sans égard aux

écorégion. Dans un deuxième temps, une classification fut réalisée pour chacune des écorégions.

Les classifications furent réalisées à l'aide de cartes de Kohonen. La distance euclidienne fut utilisée car elle procure une répartition uniforme des relevés d'échantillonnage. Elle ne donne pas le même poids aux taxa rares et abondants, ce qui réduit l'effet des taxa absents dans la classification. La *U-matrix* et la classification descendante hiérarchique de Ward ont ensuite permis de regrouper les cellules en un nombre réduit de communautés types. Les taxa qui constituent les meilleurs indicateurs de chaque groupe furent identifiés à l'aide de la méthode de Dufrêne et Legendre (1997).

Étape 3: analyse des gradients environnementaux et identification des communautés de référence (sections 6 et 7)

Les communautés types de diatomées furent ensuite représentées dans une analyse canonique des correspondances (ACC) afin de préciser l'écologie des taxa et d'identifier les groupes associés à des conditions de référence.

Des ACC préliminaires ont été réalisées en incluant l'ensemble des variables caractérisant les bassins versants et les habitats, excluant les variables physico-chimiques. La colinéarité des variables a d'abord été vérifiée à l'aide du facteur d'inflation de la variance (VIF). La variable avec le VIF le plus élevé a été retirée. Des ACC successives ont été réalisées en répétant la même opération jusqu'à ce que le VIF de toutes les variables soit inférieur à 10. Des sélections ascendantes (*forward selection*) et des tests de permutation de Monte Carlo ont ensuite été utilisés afin de sélectionner les variables expliquant une portion significative de la variance ($p \leq 0,05$).

Une deuxième série d'ACC a été réalisée en incluant seulement les variables physico-chimiques. La même procédure fut utilisée afin d'éliminer les variables colinéaires et de sélectionner les variables significatives. Des ACC finales furent réalisées en incluant les variables physico-chimiques sélectionnées en tant que variables

actives et les variables de bassin versant préalablement sélectionnées en tant que variables passives.

Les communautés de diatomées de référence furent établies de la façon suivante :

- Pour chaque groupe éco-physiographique, la communauté de diatomées située à l'extrémité la moins polluée du gradient d'altération fut considérée comme étant la communauté de référence.
- Lorsque plusieurs relevés de référence étaient disponibles, la communauté de référence fut établie en calculant la moyenne, la médiane, le minimum et le maximum de l'abondance relative de chaque taxa.
- Les relevés de référence sélectionnés devaient également faire partie des relevés de référence de la carte de Kohonen globale, incluant l'ensemble des écorégions. Cette condition permettait d'être plus sévère dans le choix des relevés de référence, particulièrement dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, où les niveaux de dégradation sont plus importants, en pondérant les relevés de référence par rapport à ceux des Appalaches et du Bouclier canadien.
- Dans le cas où moins de 5 relevés de référence étaient disponibles, la communauté fut établie en incluant les relevés de référence du groupe éco-physiographique adjacent, si celui-ci avait été identifié comme étant non significativement différent lors de l'étape 1.
- Finalement, la « qualité » des communautés de référence fut évaluée à partir de l'écologie des taxa.

Cette démarche a permis de s'affranchir de la physico-chimie et d'identifier des communautés biologiques de référence définies strictement à partir de la structure des communautés. L'analyse des gradients environnementaux, effectuée a posteriori, a

permis de situer les communautés le long des gradients d'altération et d'isoler les communautés de référence.

4.7.1 Réseaux neuronaux (cartes auto-organisatrices de Kohonen)

Les réseaux neuronaux artificiels (ANN) ont été initialement développés pour modéliser le fonctionnement du cerveau humain, (Lek et Guégan, 1999). Il existe deux types de ANN. Les cartes auto-organisatrices de Kohonen (SOM : *Kohonen self-organising mapping*) constituent une méthode d'apprentissage non-supervisée permettant de résoudre des problèmes d'ordination et de classification. Les réseaux de neurones basés sur l'algorithme de rétro-propagation (BPN : *backpropagation network*) constitue une méthode d'apprentissage supervisée utilisée à titre de modèle prédictif. Le BNP est le plus souvent utilisé en écologie.

Au cours de la dernière décennie, la recherche sur les réseaux neuronaux BPN a connu une forte croissance. Lek et Guégan (1999) ont dressé un portrait des différentes utilisations des ANN. Ceux-ci ont notamment été utilisés en physique, en chimie, en hydrologie et en médecine. En écologie, plusieurs applications furent développées, notamment pour prédire, à partir de variables environnementales, l'eutrophisation (Karul et al., 1999; Racknagel, 1997), le pH (Racca et al., 2001), la densité de poissons (Brosse et al., 1999; Lek et al., 1995), la concentration en phosphore (Lek et al., 1996) et la structure des communautés d'invertébrés et de poissons (Dedecker et al., 2002; Hoang et al., 2001; Obach et al., 2001; Guégan et al., 1998).

Les cartes auto-organisatrices de Kohonen ont été peu utilisées (Giraudel et Lek, 2001; Foody, 1999; Chon et al., 1996) en écologie. Or, leur usage a fait l'objet d'intéressantes applications dans des domaines de recherche très variés allant de l'ingénierie à la chimie (ex. Blasco et al., 2000), de la télédétection (ex. Foody et Cutler, 2003 ; Aurelle et al., 1999) à l'économie. En biologie, les SOM ont surtout été utilisés pour le regroupement de communautés d'arbres (ex. Giraudel, J.L. et Lek S., 2001), d'invertébrés benthiques (Park, Y.S. et al., 2003a et b) et de poissons (ex. Aguilar-

Ibarra, A. et al., 2003). Mis à part les travaux de Gosselain et al. (soumis), il n'existe aucune application des cartes auto-organisatrices de Kohonen pour la classification des communautés de diatomées.

Les cartes auto-organisatrices de Kohonen (Kohonen, 2001, 1982) sont des réseaux de neurones non-supervisés qui permettent d'ordonner et de classer des communautés. La méthode offre une alternative à la classification hiérarchique unidimensionnelle et aux méthodes d'ordination en réduisant les relations multidimensionnelles à deux dimensions (axes), ce qui facilite la classification et l'interprétation. Les deux dimensions permettent également de préserver la topologie (distance relative) et de visualiser la proximité entre les communautés. De plus, une combinaison de l'algorithme de Kohonen et de la classification hiérarchique permet de définir des classes à partir de mesures de distance et d'ainsi définir des communautés homogènes. Le type de mesure de distance peut être choisi (mesure de proximité) (euclidienne, Bray-Curtis, etc.), donc la topologie induite par cette distance. La SOM ne requiert pas la distribution normale des taxa comme présupposition de base. En somme, elles ont en commun avec les méthodes conventionnelles d'ordination de représenter en deux dimensions des relations multidimensionnelles (Giraudel et Lek 2001; Foody, 1999).

- La structure d'un réseau de neurones

Le réseau est composé de deux couches (Figure 7). La couche d'entrée contient un nœud pour chaque variable (ex.: abondance relative de chacun des taxa de l'échantillon) qui est connecté de façon non-linéaire aux cellules hexagonales de la couche de sortie. Chaque cellule hexagonale de la matrice est connectée aux autres cellules avec une pondération (poids) qui décroît en fonction de la distance relative entre celles-ci. L'ensemble de ces cellules forme la carte de Kohonen (couche de sortie). Les rangées et les colonnes de la carte de Kohonen peuvent être interprétées comme des axes et la position des différents échantillons comme des coordonnées.

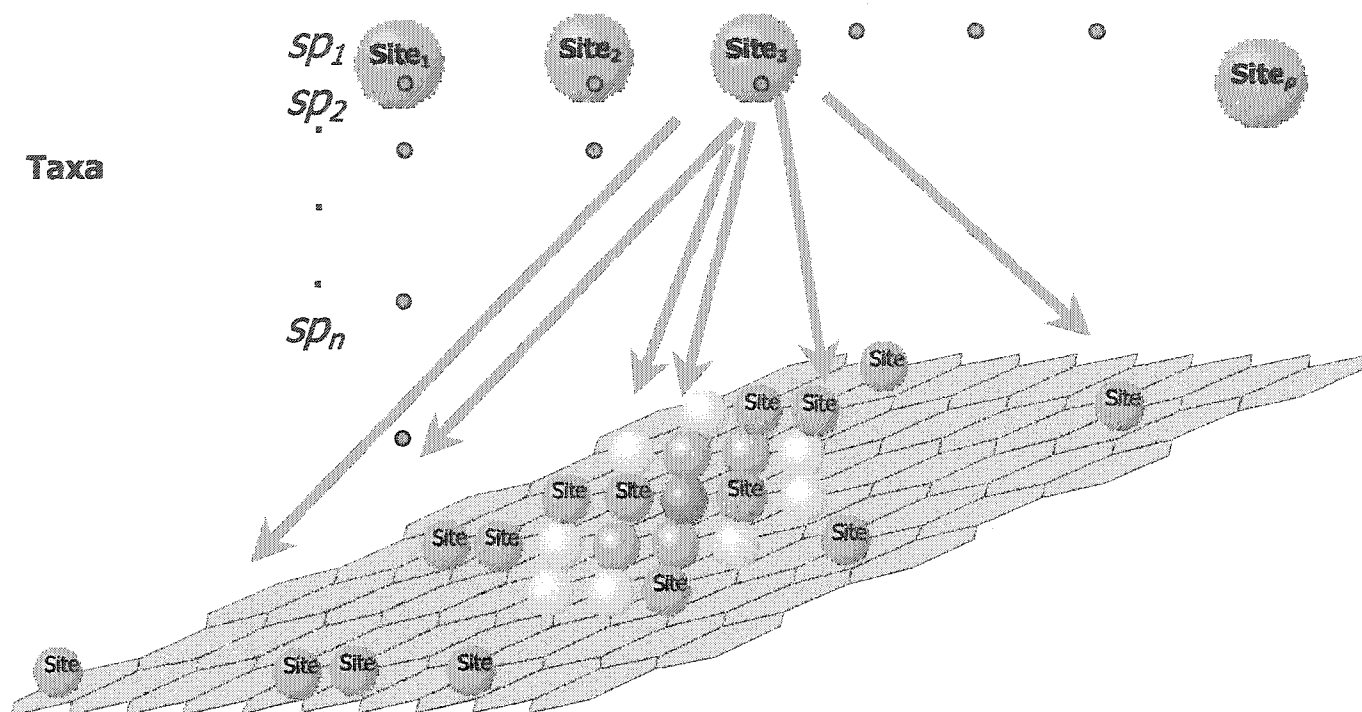


Figure 7 : Représentation schématique d'une carte auto-organisatrice de Kohonen.

- Apprentissage à l'aide de l'algorithme des SOM et création des communautés types virtuelles

La base de données est présentée sous forme de matrice possédant r rangées et c colonnes. Les rangées représentent les taxa et les colonnes les échantillons (E). Chaque échantillon peut être considéré comme un vecteur dans un espace à plusieurs dimensions.

Chaque hexagone de la carte contient au départ une communauté virtuelle (CV) contenant tous les taxa. Les CV sont des communautés (ex. diatomées, benthos) quantifiées par une abondance relative établie aléatoirement au début du processus pour chacun des taxa. La modification des abondances relatives des CV se fait par l'entremise d'un réseau neuronal possédant une capacité d'apprentissage : l'abondance relative des taxa (w_{ik}) de chaque unités virtuelles est modifiée par des ajustements itératifs en

fonction des abondances relatives des échantillons présentés dans la couche d'entrée (Giraudel et Lek, 2001). Contrairement à un apprentissage supervisé, pour chaque échantillon, la sortie (output) désirée est inconnue. Le but du processus d'apprentissage est que les abondances relatives des CV reflète celles des échantillons. Une fois la phase d'apprentissage terminée, les CV demeurent inchangées.

- Le processus d'apprentissage

Chaque communauté échantillonnée est comparée avec chaque site virtuel. Cette comparaison s'effectue généralement à l'aide de la distance euclidienne. Toutefois, la distance euclidienne est moins recommandée pour les données d'abondances relatives, étant donné la présence d'un grand nombre de taxa avec des abondances nulles. La distance de Bray & Curtis affecte pour sa part un même poids aux taxa rares et aux taxa abondants, ce qui peut être un avantage ou non. Cependant, le choix de la mesure de distance utilisée est souvent tributaire du résultat obtenu, c'est à dire que l'expert choisi celle qui procure une répartition uniforme des relevés d'échantillonnage (Sovan Lek, communication personnelle). Les formules des deux mesures de distance peuvent être consultées, entre autres, dans McCormick et Stevenson (1998).

Un échantillon sera associé à la communauté virtuelle ayant une distance minimale, c'est à dire dont la somme des différences entre l'abondance relative de chaque taxon de l'échantillon et celle de la CV est minimale. Une fois la CV sélectionnée, les abondances relatives de celle-ci sont modifiées de façon à ressembler davantage aux abondances de l'échantillon. Les abondances relatives des unités voisines sont également modifiées à l'aide des connexions latérales entre les cellules hexagonales. Cette modification est effectuée à l'intérieur d'un voisinage définis par l'utilisateur, dont la taille est réduite durant la phase d'apprentissage. L'ampleur des modifications est fonction de la distance par rapport à l'unité d'origine. Les communautés virtuelles des hexagones situés près de la CV sélectionnée sont sujettes à une plus grande modification de leur abondance relative que celles des hexagones distants (Foody, 1999). Ce procédé est répété pour chaque échantillon.

Les étapes d'apprentissage sont résumées par Giraudel et Lek (2001) de la façon suivante :

- Étape 1 : À $t=0$, les communautés virtuelles (CV) sont initialisées à partir des taxa de la base de données;
- Étape 2 : un échantillon est choisi aléatoirement comme unité d'entrée;
- Étape 3 : les distances entre les échantillons et les CV sont calculées;
- Étape 4 : la communauté virtuelle dont la distance avec l'échantillon est minimale est la CV sélectionnée (CVS);
- Étape 5 : les CV sont reconstruites selon la formule suivante :

$$w_{ik}(t+1) = w_{ik} + h_{ck}(t)[x_{ij}(t) - w_{ik}(t)]$$

w_{ik} : abondance relative des taxa de l'unité virtuelle

x_{ij} : abondance relative des taxa des échantillons

t : temps (itérations)

h_{ck} : fonction de voisinage

- Étape 6 : $t = t + 1$. Si $t < t_{\max}$ alors retourne à l'étape 2. Si non, on arrête l'entraînement.

La fonction $h_{ck}(t)$ est appelée *fonction de voisinage (neighbourhood function)*. Plusieurs fonctions peuvent être utilisées (voir Kohonen, 1995), mais la plus employée demeure la fonction Gaussienne :

$$h_{ck}(t) = \alpha(t) \exp (- \|r_k - r_c\|^2 / 2\sigma^2(t))$$

où ;

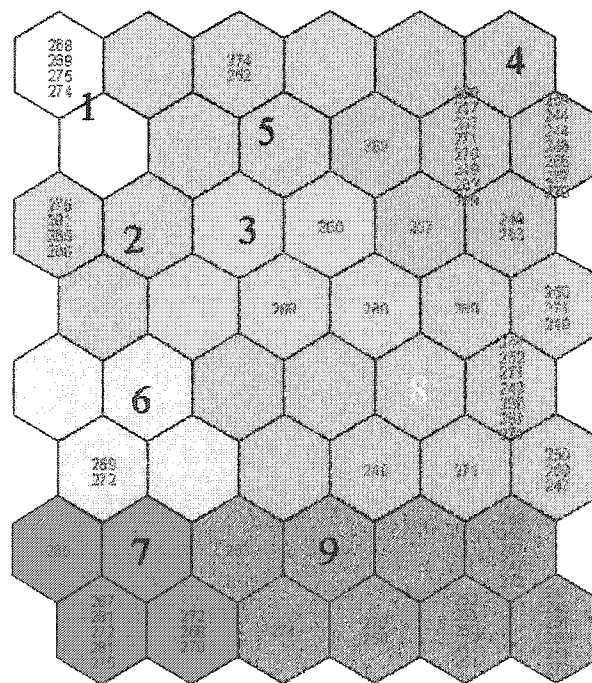
- $\|r_k - r_c\|$ est la distance euclidienne entre les CVS et chaque CV;
- $\sigma(t)$ est une fonction décroissante du temps (itérations) qui définit la taille du voisinage de la CVS modifiée par le processus d'apprentissage;

- $\alpha(t)$ est le coefficient du degré d'apprentissage (learning rate factor) qui décroît avec le temps;
- σ et α convergent vers 0 lorsque t décroît.

Le processus d'apprentissage s'effectue en deux phases consécutives :

1. La phase d'ordination (ordering phase): les communautés virtuelles sont fortement modifiées dans un voisinage très large de la cellule sélectionnée pour de grandes valeurs de σ et α .
2. La phase d'accordement (tuning phase) : seulement les communautés virtuelles adjacentes à la cellule sélectionnée sont modifiées. Cette phase est plus longue que la première phrase car $\alpha(t)$ converge lentement vers 0.

Au terme du processus, des communautés virtuelles types sont créées et les échantillons similaires sont associés à des cellules proximales sur la carte de Kohonen, alors que les échantillons différents sont associés à des cellules distales (Foody, 1999) (Figure 8).



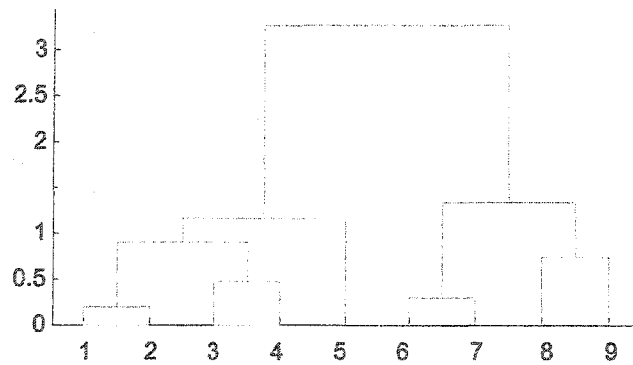


Figure 8 : Représentation schématique d'une carte auto-organisatrice de Kohonen et du diagramme hiérarchique de Ward

- Apparence de la carte finale

La carte est formée de cellules hexagonales car elles ne favorisent pas les directions horizontales ou verticales comme les grilles conventionnelles (Kohonen, 2001). Son apparence finale dépend des dimensions prédéterminés au départ, du nombre d'itérations, de la taille du voisinage et du degré d'apprentissage (*learning rate*). Il n'y a pas de règles précises pour le choix de la taille de la grille (Giraudel et Lek, 2001). Cependant, la formule de Park (communication personnelle) aide à déterminer le nombre de cellules de la carte :

$$[5\sqrt{n}]$$

Il faut ensuite déterminer le produit de deux nombres (rangées x colonnes) s'approchant le plus de ce nombre obtenu par la formule. Les autres paramètres sont définis subjectivement (Foody, 1999). L'utilisation de la *U-matrix*, dont est issue la carte auto-organisatrice de Kohonen, permet également une visualisation des distances entre les communautés formées et les sites échantillonnés. Le diagramme hiérarchique de Ward, issu également de la *U-Matrix* (voir ci-dessous), identifie les niveaux hiérarchiques de différenciation entre les cellules.

- Universal-matrix (*U-matrix*) et le diagramme hiérarchique de Ward

Lorsque la période d'apprentissage est terminée, une carte avec r rangées et c colonnes est produite. Dans chaque hexagone, une communauté virtuelle est formée et les sites d'échantillonnage sont localisés. La distance entre les cellules hexagonales se calcule en terme de distance relative. La distance réelle entre les cellules hexagonales est difficile à visualiser. Le principe de la *U-matrix* est de calculer la distance entre deux hexagones adjacents. Une grande distance est utilisée comme une indication d'une frontière d'un regroupement. Pour visualiser les distances, de nouveaux hexagones seront insérés entre chaque hexagone de la carte initiale. Donc, si r rangées et c colonnes forment la carte initiale, la *U-matrix* est une matrice avec $(2c-1)$ colonnes et $(2r-1)$ rangées et des niveaux de gris indiquent les distances. Si les couleurs foncées sont utilisées pour les grandes distances et les couleurs pâles pour les courtes distances, la *U-matrix* peut être vu comme un paysage formé de plaines claires et de ravins foncés (Giraudel et Lek, 2001). En ce sens, une visualisation en trois dimensions (*triangulated irregular network map*) de ces distances est rendue possible et facilite davantage la formation des regroupements en communautés types (Figure 9).

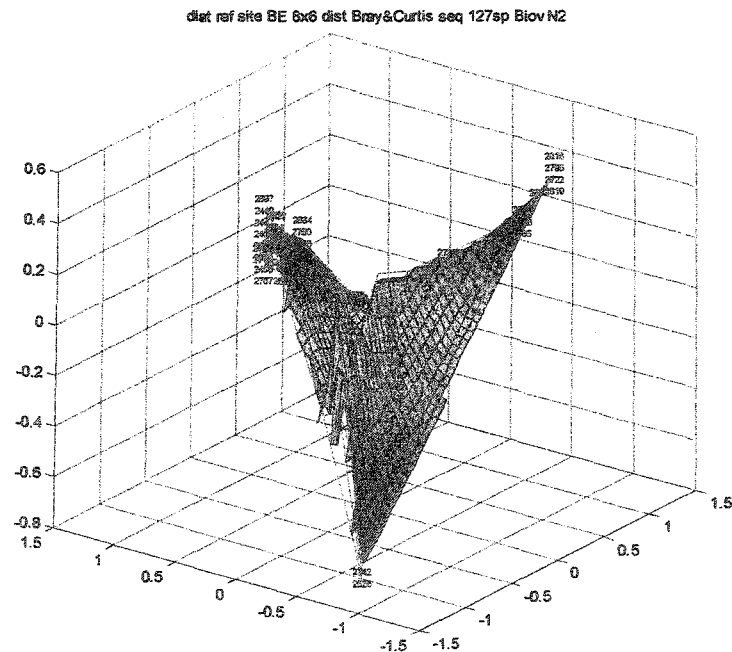


Figure 9 : Représentation schématique d'une carte auto-organisatrice de Kohonen en trois dimensions

Le diagramme hiérarchique de Ward est un arbre de classification découlant des distances établies entre les cellules de la *U-matrix*. Les niveaux de différenciation entre les cellules de la carte auto-organisatrice de Kohonen, donc des échantillons, sont représentés de façon hiérarchique. Cette hiérarchisation facilite le regroupement des cellules pour la formation de groupes plus grossiers (ex. Figure 8).

- Avantages de la Carte auto-organisatrice de Kohonen

La carte de Kohonen présente divers avantages par rapport aux méthodes d'ordination linéaires habituellement utilisées pour extraire des communautés types d'échantillons recueillis, dont l'Analyse en composantes principales (ACP), l'Analyse des correspondances (Aco) et la classification hiérarchique (cluster). Leurs limitations sont bien connues. Par exemple, pour chacune d'elle, une forte distorsion en raison des relations non-linéaires, pour les ACP, un effet « fer à cheval » en raison de la réponse unimodale des courbes des espèces et pour l'Aco, un effet « d'arche », etc. (Giraudel et Lek, 2001). Afin de remédier aux problèmes causés par les relations non-linéaires, des méthodes basées sur des calculs de distance ont été créées telles le Cadrage multidimensionnel non-métrique (NMDS), l'Ordination polaire (OP) et les Cartes de Kohonen (SOM). Les méthodes basées sur des mesures de distances présentent d'autres avantages: (1) les données aberrantes de la base de données n'affectent seulement que la communauté de la cellule à laquelle elle fut attribuée et son voisinage restreint et (2) l'addition d'un échantillon n'affecte pas l'ordination (OP et SOM).

Toutefois, les méthodes basées sur les distances, de même que les méthodes de classification et la plupart des méthodes linéaires (sauf les Aco), ne permettent pas de positionner les sites d'échantillonnage et les espèces à la fois dans l'espace en deux dimensions, ce que permettent les SOM. Cette représentation réfère aux deux différentes façons de lire une ordination appelées communément mode-R (les associations d'espèces sont représentées) et mode-Q (les associations de stations sont représentées). Avec les SOM, la représentation initiale s'approche du mode-Q, mais un mode-R est obtenu en utilisant la composition des espèces des stations (Giraudel et Lek, 2001).

L'analyse des correspondances (Aco) pose le problème de la définition des classes, qui est sujet à interprétation. De plus, elle postule une distribution unimodale des espèces, ce qui n'est pas toujours le cas. Elle présente cependant l'avantage de préserver la topologie des échantillons et des espèces, car les échantillons ayant des communautés semblables sont situés à proximité. La prise en compte de la topologie globale nécessite cependant de visualiser, au minimum, les trois premiers axes. La classification hiérarchique comporte quant à elle certaines lacunes au niveau topologique, lacunes qui proviennent entre autres de son aspect unidimensionnel.

Les classifications des types éco-physiographiques et des communautés de diatomées furent établies à l'aide de cartes de Kohonen à partir du logiciel MATLAB avec un programme écrit par Giraudel et Lek (2001).

4.7.2 Analyse en composantes principales (ACP)

L'analyse en composantes principales (ACP) est une méthode d'ordination métrique qui résume en deux ou trois dimensions des relations multidimensionnelles. Elle permet d'analyser les relations entre les variables environnementales et les sites à l'étude (stations d'échantillonnage). L'ACP permet d'expliquer, en quelques dimensions importantes (axes principaux), la plus grande partie de la variabilité d'une matrice de dispersion des paramètres originaux et de connaître ainsi la quantité de variance expliquée par chacun des axes principaux indépendants. Le nombre d'axes à conserver, selon la règle de Kaiser, correspond au nombre de composantes dont la valeur propre est supérieure à 0,01, c'est à dire qui explique davantage de variance que celle d'une variable unique.

Suite à une ACP, les sites sont positionnés sur l'ordination de façon optimale en tenant compte de leur valeur pour les variables à l'origine de chaque composantes. Les variables sont illustrées par des vecteurs dont la direction indique le taux de variation maximal. Chaque vecteur est un gradient à partir duquel on peut déduire la valeur relative des différents sites. Un site situé près de l'extrémité vers laquelle pointe le

vecteur d'une variable a donc une valeur élevée pour cette variable, en comparaison avec les autres stations de l'ordination produite par l'ACP. Les vecteurs contribuant le plus à un axe forme un angle réduit par rapport à cet axe et sont fortement corrélés à ce dernier.

4.7.3 Analyse canonique des correspondances

L'analyse canonique des correspondances (ACC) est une combinaison de l'ordination et de la régression multiple (Ter Braak et Smilauer, 1998). En plus d'illustrer le patron de distribution des taxa, l'ordination canonique exprime les relations entre les espèces et chacune des variables environnementales. Dans une ACC, les sites d'échantillonnage ayant un pourcentage important d'un taxa seront distribués à proximité de ce même taxa. Les variables environnementales sont représentées par des flèches qui déterminent chacune un axe où les taxa et les sites peuvent être projetés. La position des taxa dans l'ordination canonique est ajustée pour constituer la moyenne pondérée de la position des sites, eux-mêmes combinaison linéaire des variables environnementales (Fallu, 1998). Dans une ACC, la signification statistique de la relation entre les taxa et l'ensemble des variables environnementales peut être évaluée en utilisant les tests de permutation de Monte Carlo. Les tests de permutation de Monte Carlo sont des tests de la signification statistique obtenus en permutant les échantillons de façon répétée (Ter Braak et Smilauer, 1998). Dans la présente étude, un total de 999 permutations ($p < 0,05$) ont été effectuées.

Les ordinations (PCA et ACC) furent réalisées dans le logiciel Canoco 4.5 (ter Braak et Smilauer, 1998).

4.7.4 Index des valeurs indicatrices (IndVal)

Les espèces indicatrices sont définies comme étant les espèces les plus caractéristiques de chaque groupe, trouvées le plus souvent dans un seul groupe de la typologie, et présentes dans la majorité des sites appartenant à ce même groupe (Dufrêne

et Legendre, 1997). Cet indice tient compte de l'abondance et de la probabilité d'occurrence de chaque espèce dans chacun des groupes (Coste et al, 2004). Une valeur indicatrice élevée d'une espèce pour un groupe signifie qu'elle caractérise fortement celui-ci. La méthode combine donc des informations sur l'abondance des espèces dans un groupe donné et la fréquence d'occurrence d'une espèce dans ce même groupe. La méthode produit des valeurs indicatrices pour chaque espèce dans chaque groupe. Un test de permutation (test de Monte-Carlo) est ensuite appliqué à ces données d'IndVal afin de s'assurer de leur significativité, ce qui revient à tester que l'affectation par l'IndVal d'une espèce dans un groupe n'est pas due au hasard (Coste et al., 2004). Les groupes sont communément des variables catégoriques, des niveaux de perturbation, des traitements expérimentaux, la présence/absence d'espèces cibles ou des types d'habitats (McCune, B. et Mefford, M.J., 1999), des typologies de sites (Dufrêne et Legendre, 1997). Dufrêne et Legendre (1997) ont aussi utilisé cette méthode pour choisir un point d'arrêt dans une analyse hiérarchique (cluster). Si les groupes sont trop finement séparés, la valeur indicatrice sera faible et s'ils sont trop grossiers, l'hétérogénéité interne réduira la valeur indicatrice. La méthode présuppose que deux ou plusieurs groupes d'échantillons ont été préalablement formés et que l'abondance des espèces a été comptabilisée pour chacun des échantillons. Pour chaque espèce :

- On calcule la proportion de l'abondance d'une espèce dans un groupe par rapport à la proportion de celle-ci dans tous les autres groupes;
- On calcule la fréquence d'occurrence relative de l'espèce dans les échantillons du groupe, i.e le pourcentage d'échantillons dans chaque groupe qui contient cette espèce;
- On combine les deux proportions calculées aux deux étapes précédentes en les multipliant. Le résultat est exprimé comme un pourcentage qui représente la valeur indicatrice de chaque espèce pour chaque groupe.
- La valeur indicatrice la plus élevée pour une espèce donnée pour un groupe est retenue comme la valeur indicatrice de cette espèce.
- On évalue la signification de la valeur indicatrice retenue à l'aide d'un test de Monte Carlo (valeur de P). L'hypothèse nulle ($H = 0$) est que la

valeur indicatrice n'est pas plus importante que ce qui aurait été obtenu par hasard, i.e que l'espèce a une valeur indicatrice nulle.

Les valeurs indicatrices se situent entre 1 (pas d'indication) et 100 (indication maximale). Une indication maximale signifie qu'une espèce est spécifique à un groupe sans erreur possible pour le jeu de données en question.

L'indice fut calculé à l'aide de PC-ORD version 4 (McCune et Mefford, 1999).

5. Classification éco-physiographique des rivières du Québec

5.1 Groupes éco-physiographiques du Bouclier canadien

L'algorithme des SOM a permis de regrouper les 17 stations d'échantillonnage du Bouclier canadien dans les 20 cellules de la carte de Kohonen prédéterminées à l'aide de la formule de Park. La *U-matrix* et la classification descendante hiérarchique de Ward ont ensuite permis de regrouper les cellules en cinq groupes éco-physiographiques (coupure à 0,4 unités sur l'échelle de Ward) (Annexe C). La carte finale représente ainsi les cinq groupes de stations du Bouclier canadien possédant des caractéristiques éco-physiographiques naturelles semblables (Figures 10 et 11).

Le tableau 3 énumère les stations d'échantillonnage qui forment chaque groupe éco-physiographique et on y trouve une brève description de ceux-ci. La figure 12 représente, à l'aide d'une analyse en composantes principales, ces mêmes groupes en relation avec les variables éco-physiographiques à l'origine de leur formation. La figure 13 illustre les variables qui discriminent de façon significative les groupes. Les statistiques descriptives des données physiographiques de chacun des groupes éco-physiographiques sont présentées à l'Annexe D.

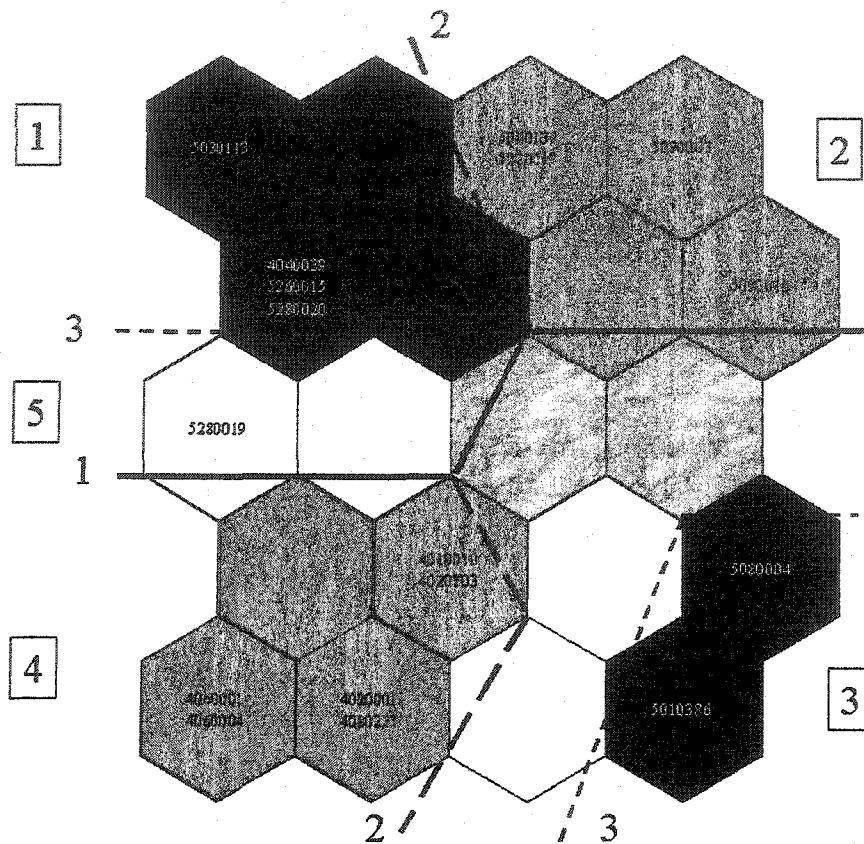
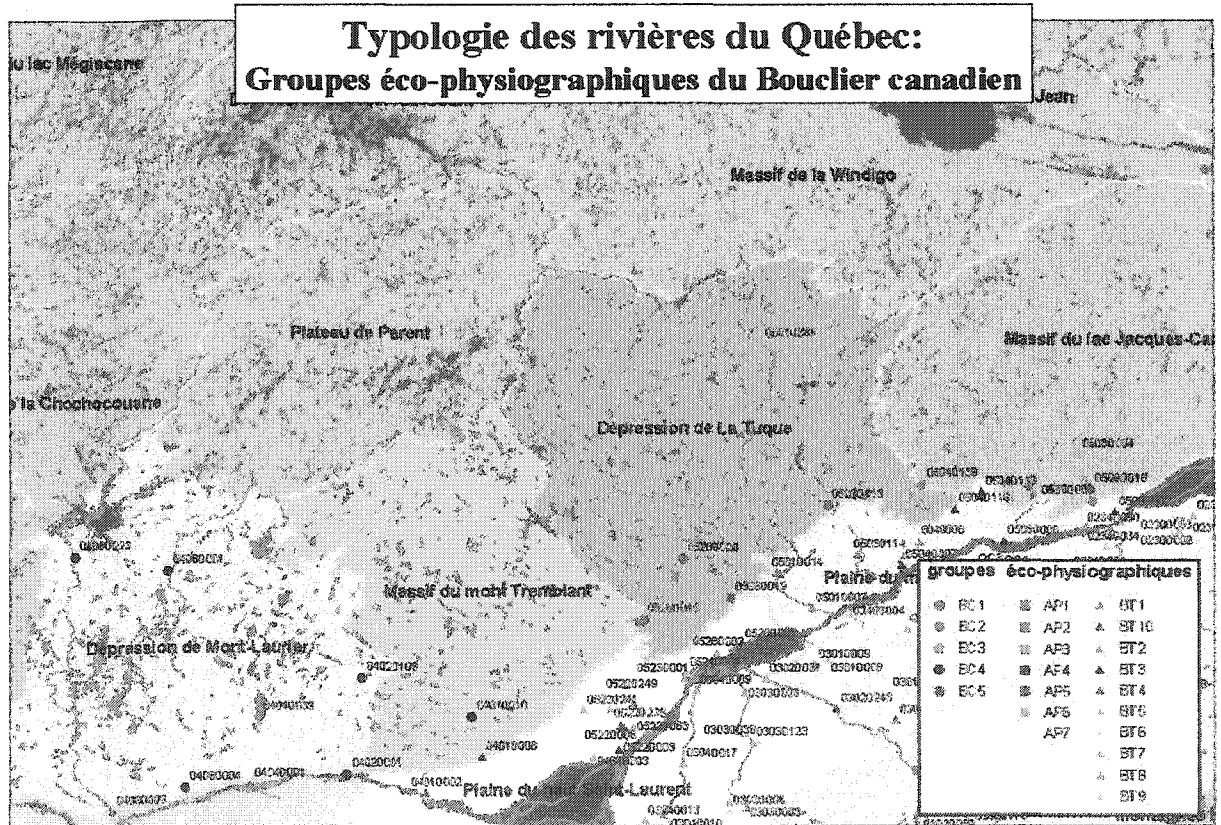


Figure 10 : Représentation schématique des cinq groupes éco-physiographiques du Bouclier canadien créés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen. Les chiffres encadrés identifient les groupes éco-physiographiques, tandis que les chiffres non encadrés représentent les niveaux de différenciation des groupes établis par la *U-matrix*. Les nombres dans les cellules représentent les numéros d'identification des stations d'échantillonnage (voir Annexe A).

Tableau 3 : Identification des stations appartenant aux groupes éco-physiographiques du Bouclier canadien. Une description plus exhaustive de la composition éco-physiographique des groupes est disponible à l'Annexe E et P.

Groupes éco-physiographiques	Stations d'échantillonnage	Description du groupe
1	Rivière Des Envies, De la Petite Nation, Maskinongé, Du Loup	Les stations à la décharge de lacs du Bouclier canadien.
2	Noire, Assomption, Saint-Charles (2)	Les stations de tête des petits bassins versants de la région naturelle du Massif du lac Jacques-Cartier.
3	Saint-Maurice et Jacques-Cartier	Les stations à la tête des vastes bassins versants des rivières Saint-Maurice et Jacques-Cartier.
4	Du Lièvre (2), Rouge, Du Diable, Gatineau, Du Nord	Les stations des vastes sous-bassins versants de la rivière des Outaouais.
5	Du Loup	La station médiane de la rivière du Loup.



Auteurs: Martine Grenier, 2004

Figure 11 : Localisation des stations d'échantillonnage du Bouclier canadien selon leur groupe éco-physiographique

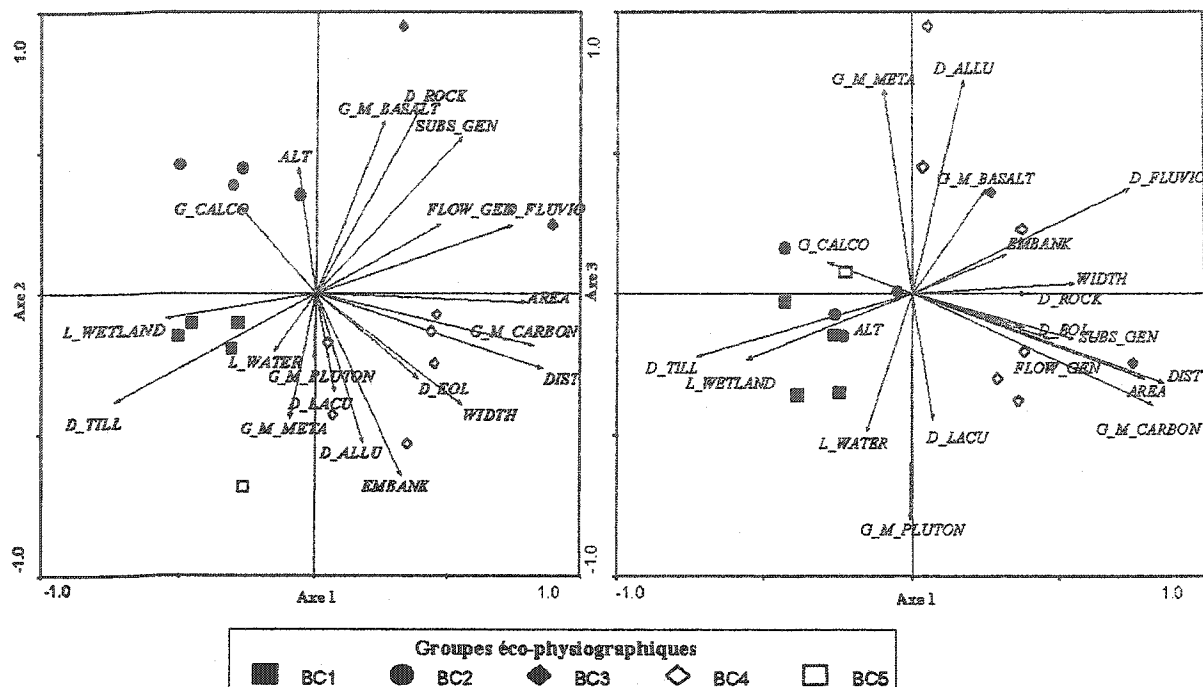


Figure 12 : Analyse en composantes principales illustrant la position des stations d'échantillonnage du Bouclier canadien en fonction des variables éco-physiographiques. Les groupes éco-physiographiques sont représentés par différents pictogrammes. Les valeurs propres des trois premiers axes sont les suivantes : $\lambda_1 = 0,25$, $\lambda_2 = 0,16$ et $\lambda_3 = 0,15$. Les codes des variables environnementales sont décrits à l'Annexe F.

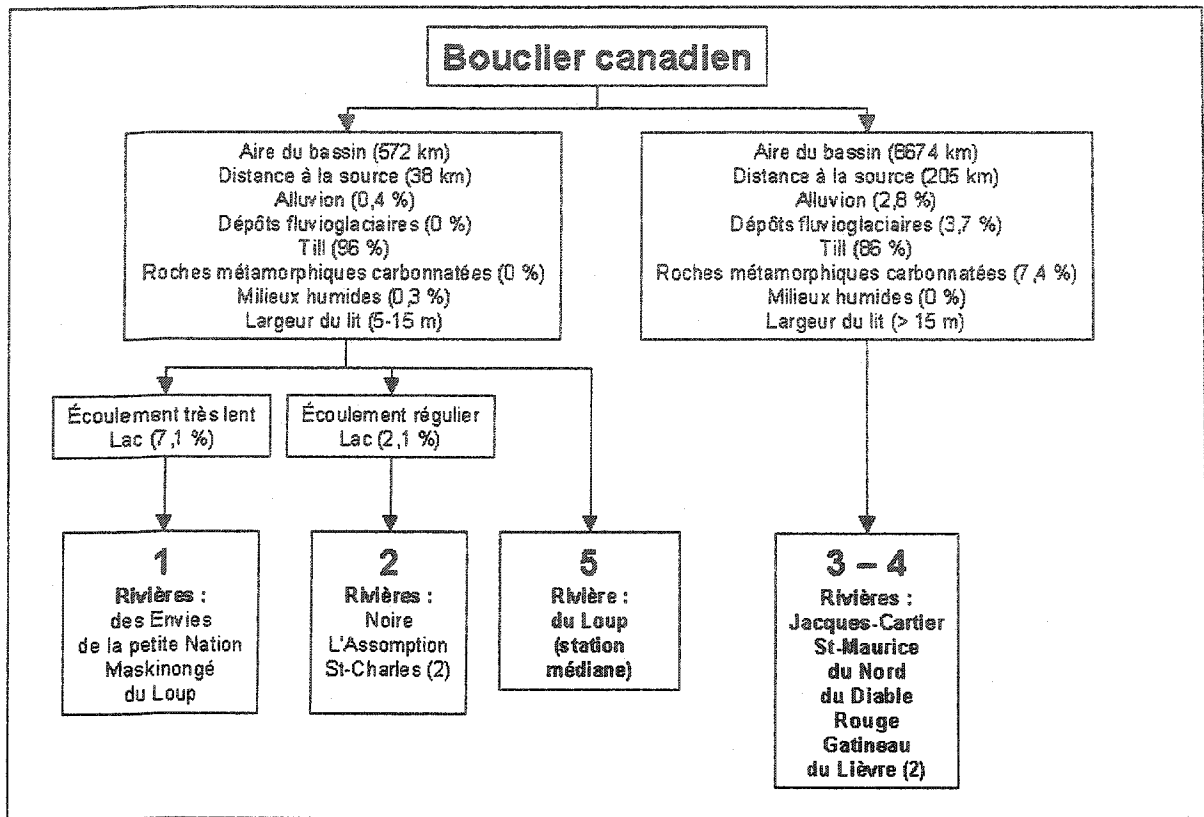


Figure 13 : Variables discriminant de façon significative les groupes SOM du Bouclier canadien. Le test fut réalisé pour chaque niveau hiérarchique ($p \leq 0,05$). Les valeurs entre parenthèses indiquent la moyenne pour chaque séparation des niveaux hiérarchiques. Les tests ne furent pas réalisés pour les groupes 3 et 5 étant donné le faible nombre de stations dans ces groupes.

L'ensemble des stations du Bouclier canadien possède de larges tronçons de rivières (plus de 5 mètres) et leur bassin versant possède un socle rocheux composé majoritairement de roches magmatiques plutoniques (moyennes des groupes entre 50% et 84%) et recouvert de till (moyennes des groupes entre 74% et 98%). Le lit des rivières est en général composé de matériel grossier.

Le niveau le plus important de séparation des relevés, soit le niveau 1 de la carte de Kohonen et le premier axe de l'ACP, sépare les groupes 1, 2 et 5 des groupes 3 et 4. Les stations des groupes 1, 2 et 5 ont un bassin versant moins vaste et un lit mineur plus étroit que les groupes 3 et 4. Leur bassin versant est de plus majoritairement composé de till, alors que les bassins des groupes 3 et 4 contiennent également des dépôts

fluvioglaciaires et des alluvions (surtout le groupe 4). Les bassins des groupes 3 et 4 ont des superficies en roches magmatiques carbonatées (carbonatites), ce qui n'est pas le cas des autres groupes. Les lacs (surtout le groupe 1) et les milieux humides occupent, en outre, une proportion plus grande de la superficie des bassins des groupes 1, 2 et 5. Les stations du groupe 1 sont en majeure partie situées à la décharge d'un lac. Il s'agit des rivières des Envies (lac Traverse), de la Petite Nation (lac Simon), Maskinongé (lac Maskinongé) et du Loup (lac à l'Eau Claire). Une station du groupe 2, soit celle de la rivière Noire, représente une particularité géologique, puisque son bassin versant est composé de roches métamorphiques calcosilicatées (marbres). Les différences entre les groupes 3 et 4 n'ont pas été testées, étant donné le faible nombre de stations dans le groupe 3.

5.2 Groupes éco-physiographiques des Appalaches

L'algorithme des SOM a permis de regrouper les 29 stations d'échantillonnage des Appalaches dans les 28 cellules de la carte de Kohonen prédéterminées à l'aide de la formule de Park. La *U-matrix* et la classification descendante hiérarchique de Ward ont ensuite permis de regrouper les cellules en sept groupes éco-physiographiques (coupure à 0,4 unités sur l'échelle de Ward) (Annexe C). La carte finale représente ainsi les sept groupes de stations des Appalaches possédant des caractéristiques éco-physiographiques naturelles semblables (Figures 14 et 15).

Le Tableau 4 énumère les stations d'échantillonnage qui forment chaque groupe éco-physiographique et donne une brève description de ceux-ci. La figure 16 représente, à l'aide d'une analyse en composantes principales, ces mêmes groupes en relation avec les variables éco-physiographiques à l'origine de leur formation. La figure 17 illustre les variables qui discriminent de façon significative les groupes. Les statistiques descriptives des données physiographiques de chacun des groupes éco-physiographiques sont présentées à l'Annexe D. Les statistiques sur l'habitat et les caractéristiques des bassins versants des 126 stations d'échantillonnage sont disponibles à l'Annexe O.

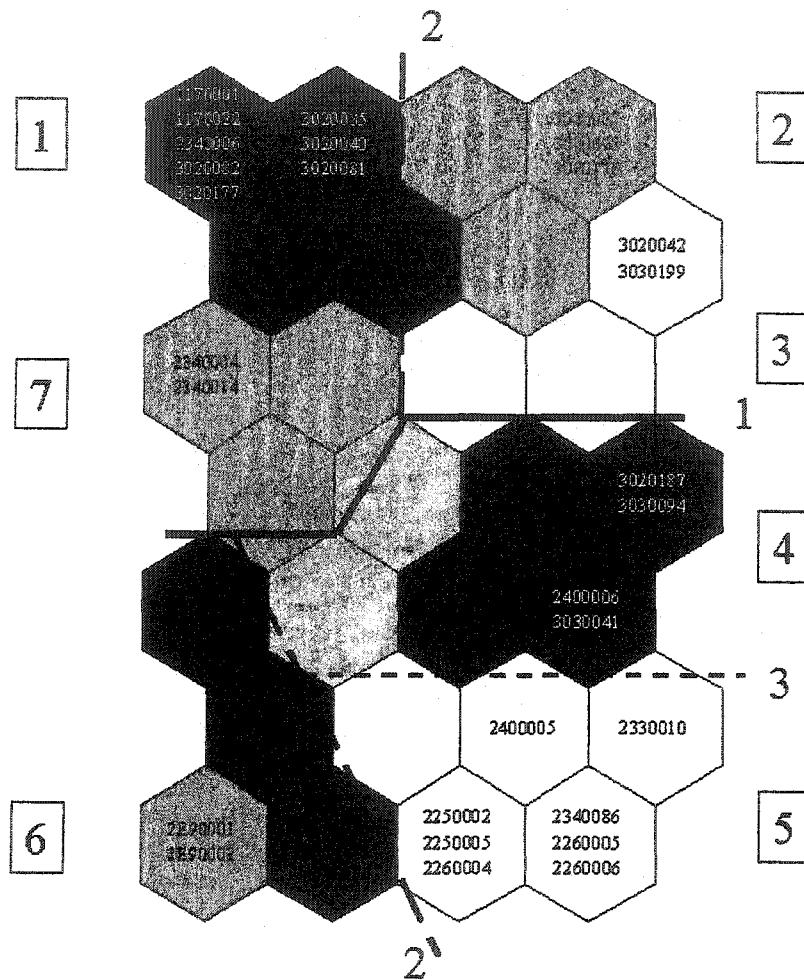
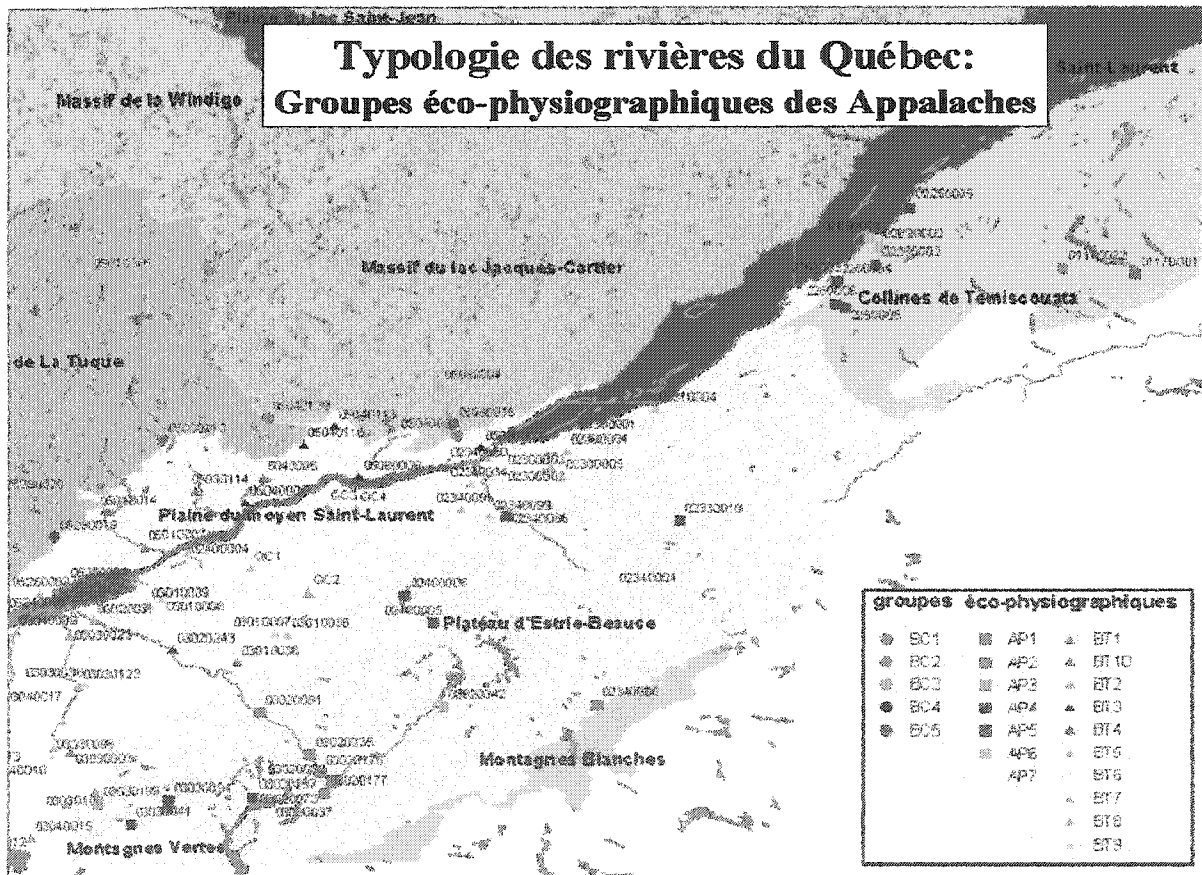


Figure 14 : Représentation schématique des sept groupes éco-physiographiques des Appalaches créés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen. Les chiffres encadrés identifient les groupes éco-physiographiques, tandis que les chiffres non encadrés représentent les niveaux de différenciation des groupes établis par la *U-matrix*. Les nombres dans les cellules représentent les numéros d'identification des stations d'échantillonnage (voir Annexe A).

Tableau 4 : Identification des stations appartenant aux groupes éco-physiographiques des Appalaches. Une description plus exhaustive de la composition éco-physiographique des groupes est disponible à l'Annexe E et P.

Groupes éco-physiographiques	Stations d'échantillonnage	Description du groupe
1	Madawaska, Cabano, Chaudière, Massawippi, Coaticook, Saint-François (3)	Les stations des larges rivières aux vastes bassins versants du Plateau d'Etrie-Beauce.
2	Magog (3)	Les stations en aval de la rivière Magog du Plateau d'Etrie-Beauce.
3	Au Saumon, Yamaska	Les stations en amont des rivières Yamaska et Au Saumon.
4	Aux Cerises, Yamaska, Yamaska Sud-est, Bécancour	Les stations des rivières du Plateau d'Etrie-Beauce.
5	Etchemin, Bécancour, Du Loup (2), Dufour, Saint-Denis, Aux Perles, Des Îles Brûlées	Les stations des rivières des Collines de Témiscouata.
6	Fouquette (2)	Les stations en amont et en aval du petit bassin versant de la rivière Fouquette.
7	Chaudière (2)	Les stations en amont de la rivière Chaudière du Plateau d'Etrie-Beauce.



Auteurs: Martine Grenier, 2004

Figure 15 : Localisation des stations d'échantillonnage des Appalaches selon leur groupe éco-physiographique

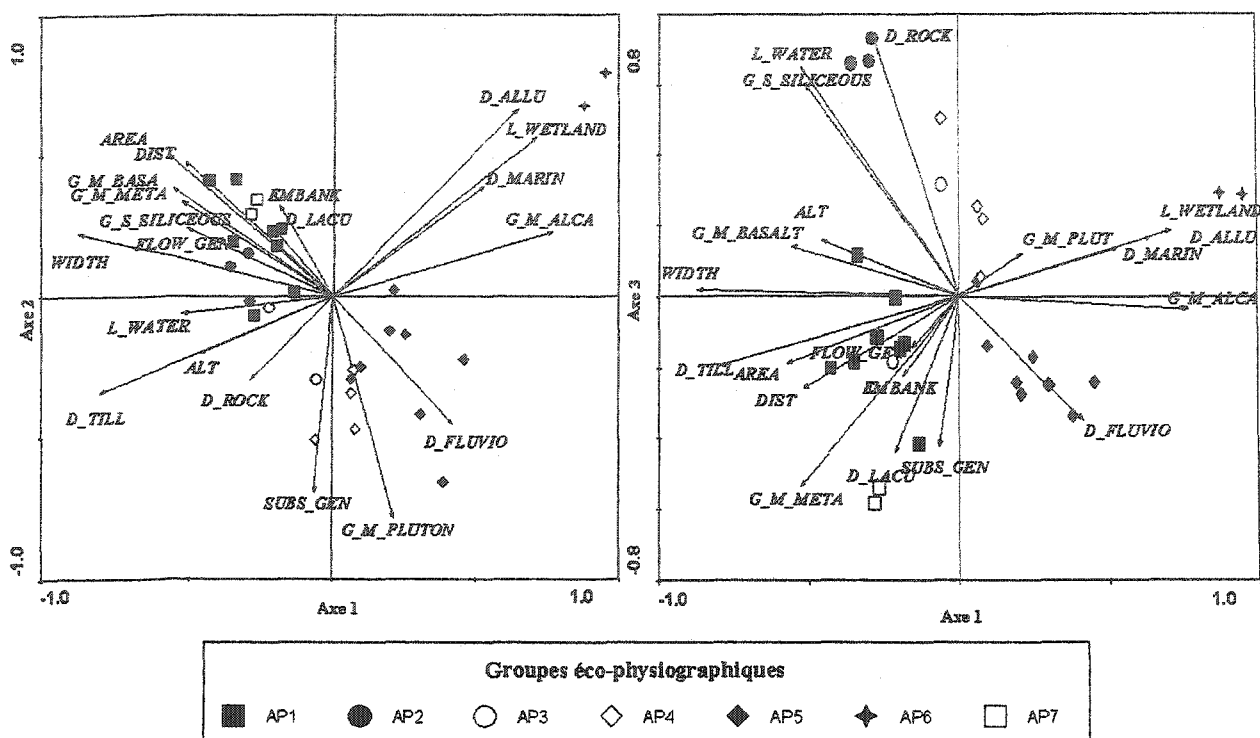


Figure 16 : Analyse en composantes principales illustrant la position des stations d'échantillonnage des Appalaches en fonction des variables éco-physiographiques. Les groupes éco-physiographiques sont représentés par différents pictogrammes. Les valeurs propres des trois premiers axes sont les suivantes : $\lambda_1 = 0,28$, $\lambda_2 = 0,18$ et $\lambda_3 = 0,12$. Les codes des variables environnementales sont décrits à l'Annexe F.

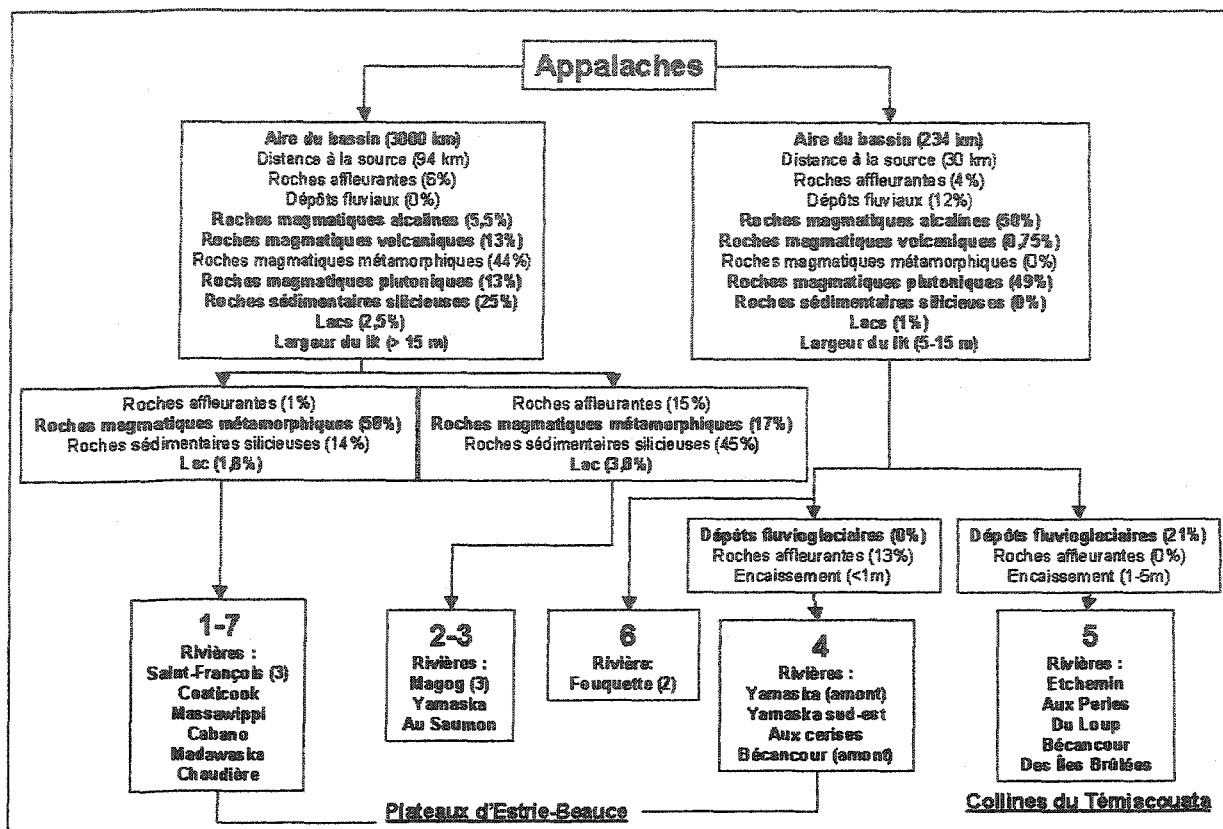


Figure 17: Variables discriminant de façon significative les groupes SOM des Appalaches. Le test fut réalisé pour chaque niveau hiérarchique ($p \leq 0,05$). Les valeurs entre parenthèses indiquent la moyenne pour chaque séparation des niveaux hiérarchiques. Les tests ne furent pas réalisés pour les groupes 3, 6 et 7 étant donné le faible nombre de stations dans ces groupes.

Les bassins versants des groupes ont en commun, à l'exception de ceux des stations de la rivière Fouquette, la dominance du till comme dépôt de surface (moyennes entre 76% et 94%). Pour leur part, les roches métamorphiques calcosilicatées, les roches sédimentaires carbonatées, les roches magmatiques carbonatées, ainsi que les dépôts éoliens sont totalement absents des bassins versants des Appalaches.

Le niveau le plus important de séparation des relevés, soit le niveau 1 de la carte de Kohonen et le premier axe de l'ACP, sépare les groupes 1, 2, 3 et 7 des groupes 4, 5 et 6. Les stations des groupes 1, 2, 3 et 7 ont un bassin versant plus vaste et un lit mineur plus large que les groupes 4 et 5. Leur bassin contient principalement des roches sédimentaires siliceuses, magmatiques volcaniques (davantage dans les groupes 1 et 2)

et métamorphiques (mis à part le groupe 2), alors qu'elles sont absentes des bassins des autres groupes. Les roches magmatiques alcalines (surtout groupe 6) et plutoniques sont cependant beaucoup plus présentes dans les bassins des groupes 4 et 5. Les bassins versants des groupes 1 et 7 se composent davantage de roches magmatiques métamorphiques, alors que les roches sédimentaires siliceuses sont particulièrement présentes dans les bassins versants du groupe 2, et les lacs, dont les lacs Memphrémagog et Brome, occupent une proportion plus grande de la superficie de ces bassins. La présence importante de dépôts fluvioglaciaires caractérise les bassins du groupe 5 des stations situées dans la région naturelle des Collines de Témiscouata (nord-est des Appalaches), alors que les bassins des stations localisées dans le piedmont de la région naturelle du Plateau d'Etrie-Beauce (sud-ouest des Appalaches) en contiennent peu. Les stations en amont et en aval de la rivière Fouquette (groupe 6) situées au piedmont des Appalaches (Collines de Témiscouata) se distinguent fortement de l'ensemble des groupes par la très petite taille de son bassin (50 km²) et de son lit mineur (moins de 2 mètres). Les roches magmatiques alcalines composent largement le socle rocheux du bassin versant qui est recouvert d'alluvions et de dépôts marins. Les milieux humides occupent en outre une proportion importante du bassin. Les différences entre les groupes 1 et 7, 2 et 3, ainsi que 6 et 4-5 n'ont pas été testées, étant donné le faible nombre de stations dans les groupes 7, 3 et 6.

5.3 Groupes éco-physiographiques des Basses-Terres du Saint-Laurent

L'algorithme des SOM a permis de regrouper les 80 stations d'échantillonnage des Basses-Terres du Saint-Laurent dans les 40 cellules de la carte de Kohonen prédéterminées à l'aide de la formule Park. La *U-matrix* et la classification descendante hiérarchique de Ward ont ensuite permis de regrouper les cellules en dix groupes éco-physiographiques (coupure à 0,4 unités sur l'échelle de Ward) (Annexe C). La carte finale représente ainsi les dix groupes de stations des Basses-Terres du Saint-Laurent possédant des caractéristiques éco-physiographiques naturelles semblables (Figures 18 et 19).

Le Tableau 5 liste les stations d'échantillonnage qui forment chaque groupe éco-physiographique et donne une brève description de ceux-ci. La figure 20 représente, sur une analyse en composantes principales, ces mêmes groupes en relation avec les variables éco-physiographiques à l'origine de leur formation. Les figures 21, 22 et 23 illustrent les variables qui discriminent de façon significative les groupes. Les statistiques descriptives des données physiographiques de chacun des groupes éco-physiographiques sont présentées à l'Annexe D.

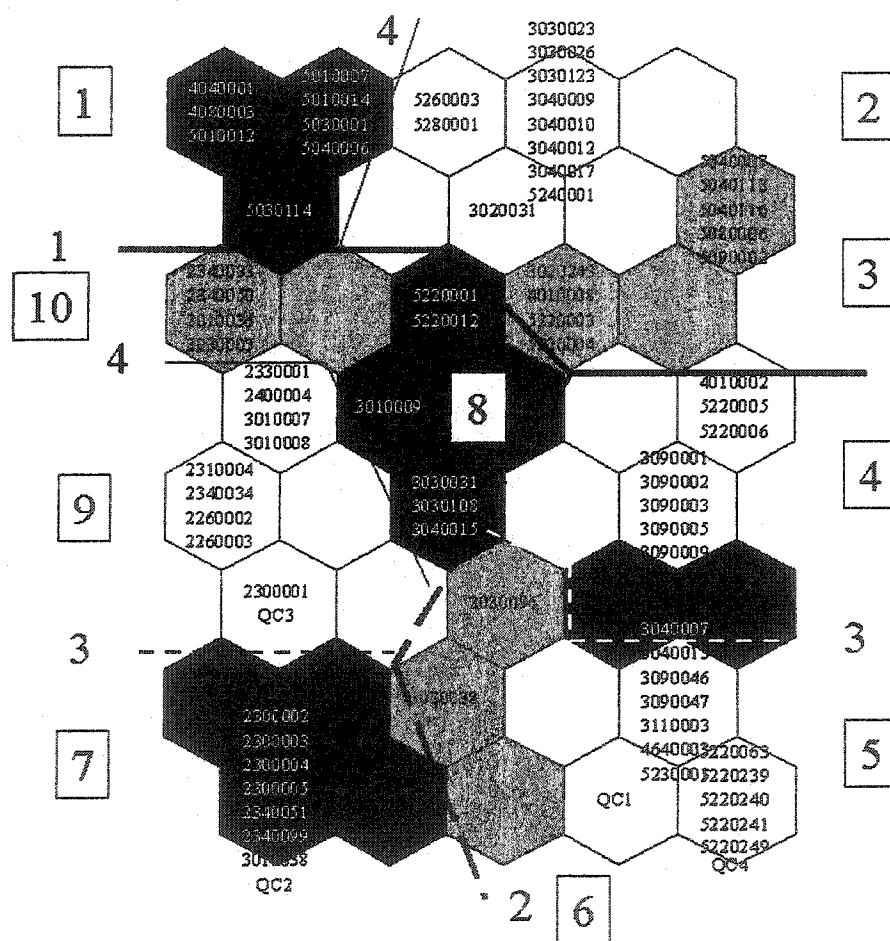


Figure 18 : Représentation schématique des dix groupes éco-physiographiques des Basses-Terres du Saint-Laurent créés à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen. Les chiffres encadrés identifient les groupes éco-physiographiques, tandis que les chiffres non encadrés représentent les niveaux de différenciation des groupes établis par la *U-matrix*. Les nombres dans les cellules représentent les numéros d'identification des stations d'échantillonnage (voir Annexe A).

Tableau 5 : Identification des stations appartenant aux groupes éco-physiographiques des Basses-Terres du Saint-Laurent. Une description plus exhaustive de la composition éco-physiographique des groupes est disponible à l'Annexe E et P.

Groupes éco-physiographiques	Stations d'échantillonnage	Description du groupe
1	Saint-Maurice (2) Batiscan, Gatineau, De la Petite Nation, Shawinigan, Des Envies, Blanche	Les stations des larges rivières, et leurs tributaires, situées sur la rive nord, dans la Plaine du moyen Saint-Laurent ou dans la Plaine d'Ottawa et dont les bassins versants sont très majoritairement situés dans le Bouclier canadien.
2	Richelieu (4), Yamaska (3), Saint-François, Maskinongé, Du Loup, Bayonne	Les stations des larges rivières dont les bassins versants sont majoritairement localisés dans la Plaine du haut Saint-Laurent.
3	Sainte-Anne (3), Jacques-Cartier, Saint-Charles, Saint-François, Du Nord, Assomption (2)	Les stations des moyennes rivières situées sur la rive nord, dans la Plaine du moyen Saint-Laurent et dont les bassins versants sont très majoritairement situés dans le Bouclier canadien.
4	Châteauguay (5), De l'Achigan, Saint-Esprit, Du Nord	Les stations situées dans la Plaine du haut Saint-Laurent dont les bassins versants de taille moyenne sont principalement situés dans l'écorégion en amont (Appalaches et Bouclier canadien).
5	Mascouche, Saint-Louis, La Chaloupe, Gentilly, Des Hurons, L'Acadie, Ruisseau Northon, Des Anglais, Ruisseau Du-Point-Du-Jour, Ruisseau Vacher, Ruisseau Saint-Pierre, Ruisseau Saint-Esprit, Cours d'eau Desrochers, Ruisseau Du Bois Clair	Les stations des petites rivières aux petits bassins versants situés majoritairement dans la Plaine du haut Saint-Laurent.
6	Chibouet, À la Barbue	Les stations des rivières Chibouet et À la Barbue, deux tributaires de la rivière Yamaska.
7	Boyer, Boyer-Sud, Boyer-Nord, Ruisseau Du Portage, Ruisseau Honfleur, Bras D'Henri (2), Des Pins, Rosaire	Les stations des petites rivières aux petits bassins versants situés dans la Plaine du moyen Saint-Laurent.
8	Assomption, Ouareau, Nicolet, Aux Brochets, Yamaska (2)	Les stations à localisations hétérogènes dont les bassins versants de taille moyenne sont principalement situés dans l'écorégion en amont (Appalaches et Bouclier canadien).
9	Etchemin, Bécancour, Du Sud, Aux Perles, Boyer, Nicolet (2), Du Chêne, Chaudière	Les stations des moyennes à larges rivières aux grands bassins versants situés principalement dans la Plaine du moyen Saint-Laurent.
10	Chaudière (2), Nicolet Sud-Ouest, Yamaska	Les stations des larges rivières aux grands bassins versants situés principalement dans la Plaine du moyen Saint-Laurent sur la rive sud de celui-ci.

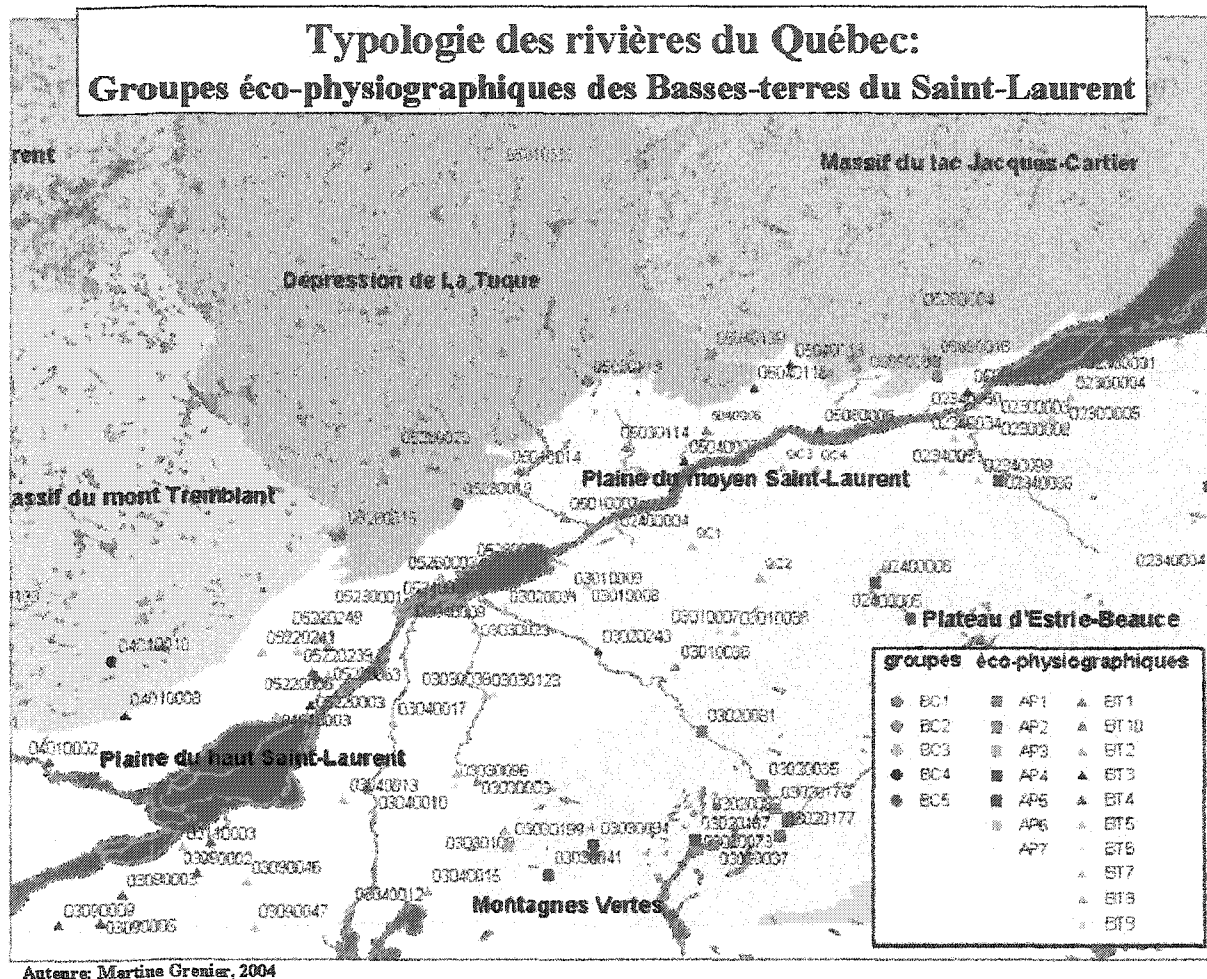


Figure 19 : Localisation des stations d'échantillonnage des Basses-Terres du Saint-Laurent selon leur groupe éco-physiographique

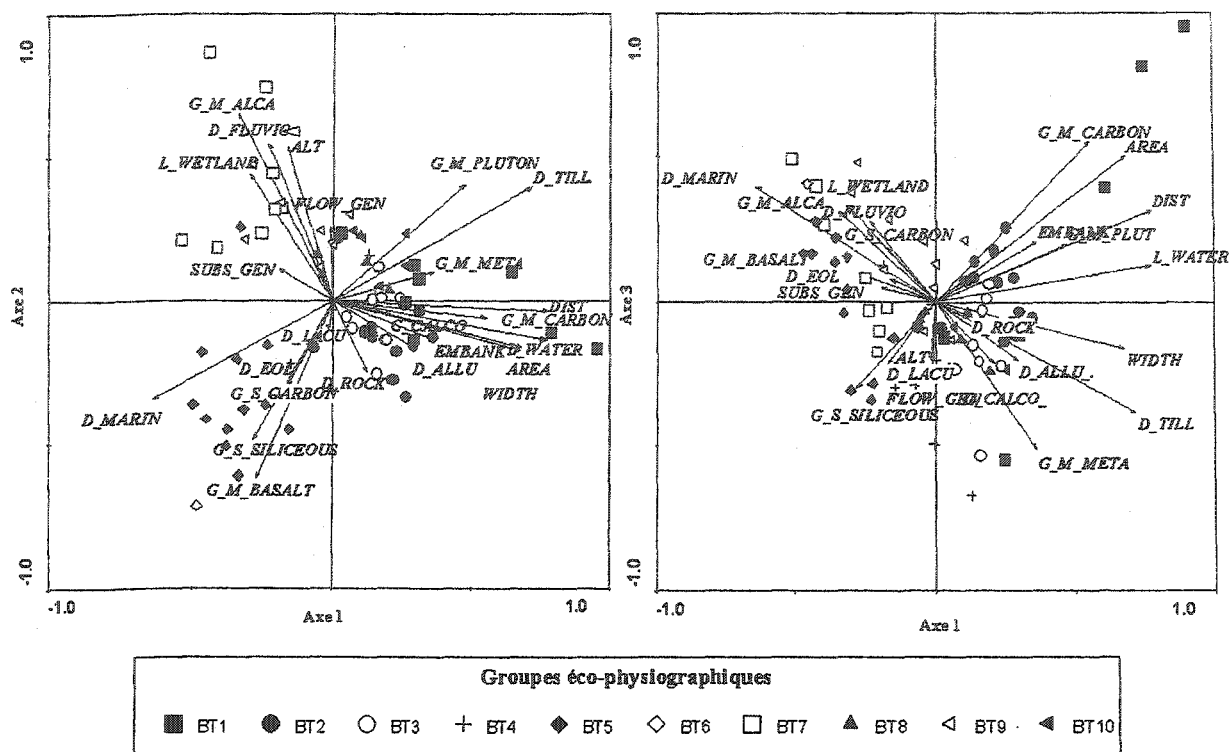


Figure 20 : Analyse en composantes principales illustrant la position des stations d'échantillonnage des Basses-Terres en fonction des variables éco-physiographiques. Les groupes éco-physiographiques sont représentés par différents pictogrammes. Les valeurs propres des trois premiers axes sont les suivantes : $\lambda_1 = 0,19$, $\lambda_2 = 0,11$ et $\lambda_3 = 0,08$. Les codes des variables environnementales sont décrits au à l'Annexe F.

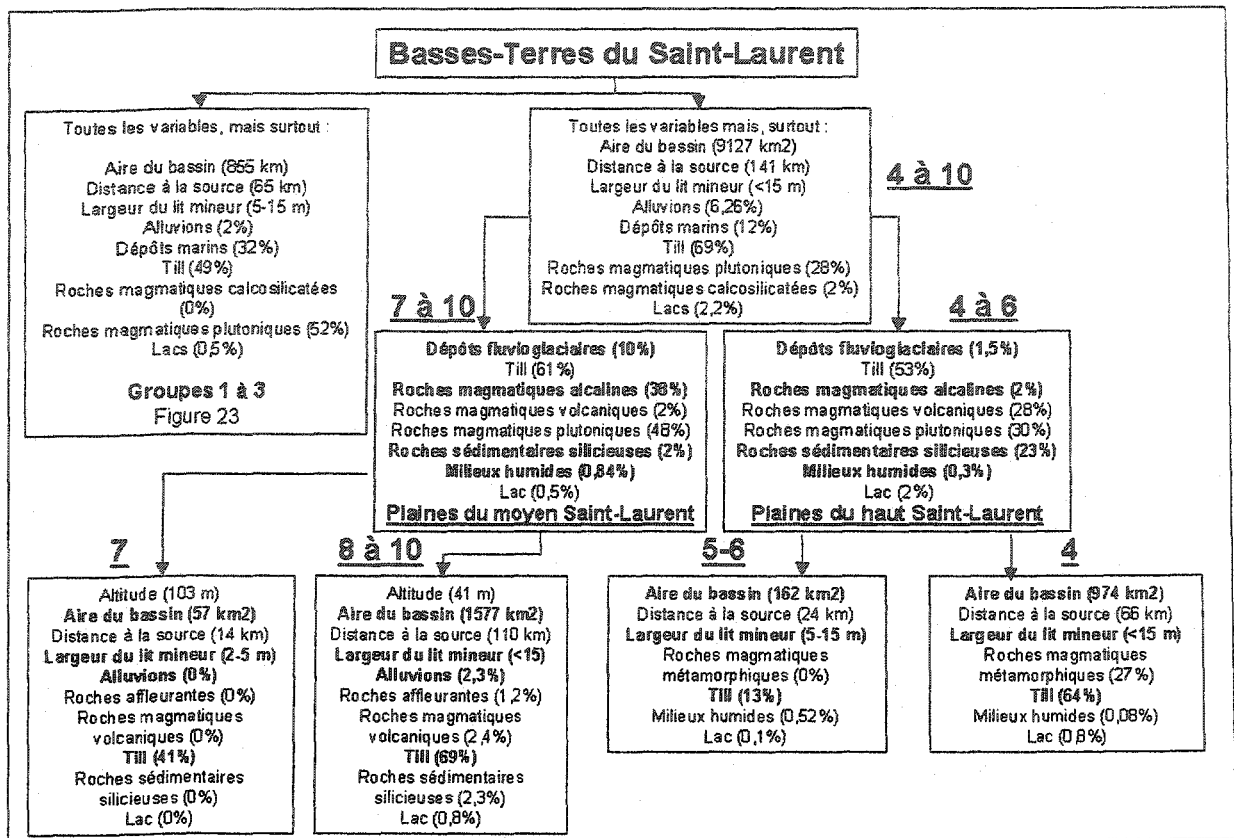


Figure 21 : Variables discriminant de façon significative les groupes SOM des Basses-Terres du Saint-Laurent. Le test fut réalisé pour chaque niveau hiérarchique ($p \leq 0,05$). Les valeurs entre parenthèses indiquent la moyenne pour chaque séparation des niveaux hiérarchiques. Les tests ne furent pas réalisés pour le groupe 6 étant donné le faible nombre de stations dans ce groupe. Les niveaux hiérarchiques inférieurs sont illustrés à la figure 22. Les niveaux hiérarchiques des groupes 1 à 3 sont illustrés à la figure 23.

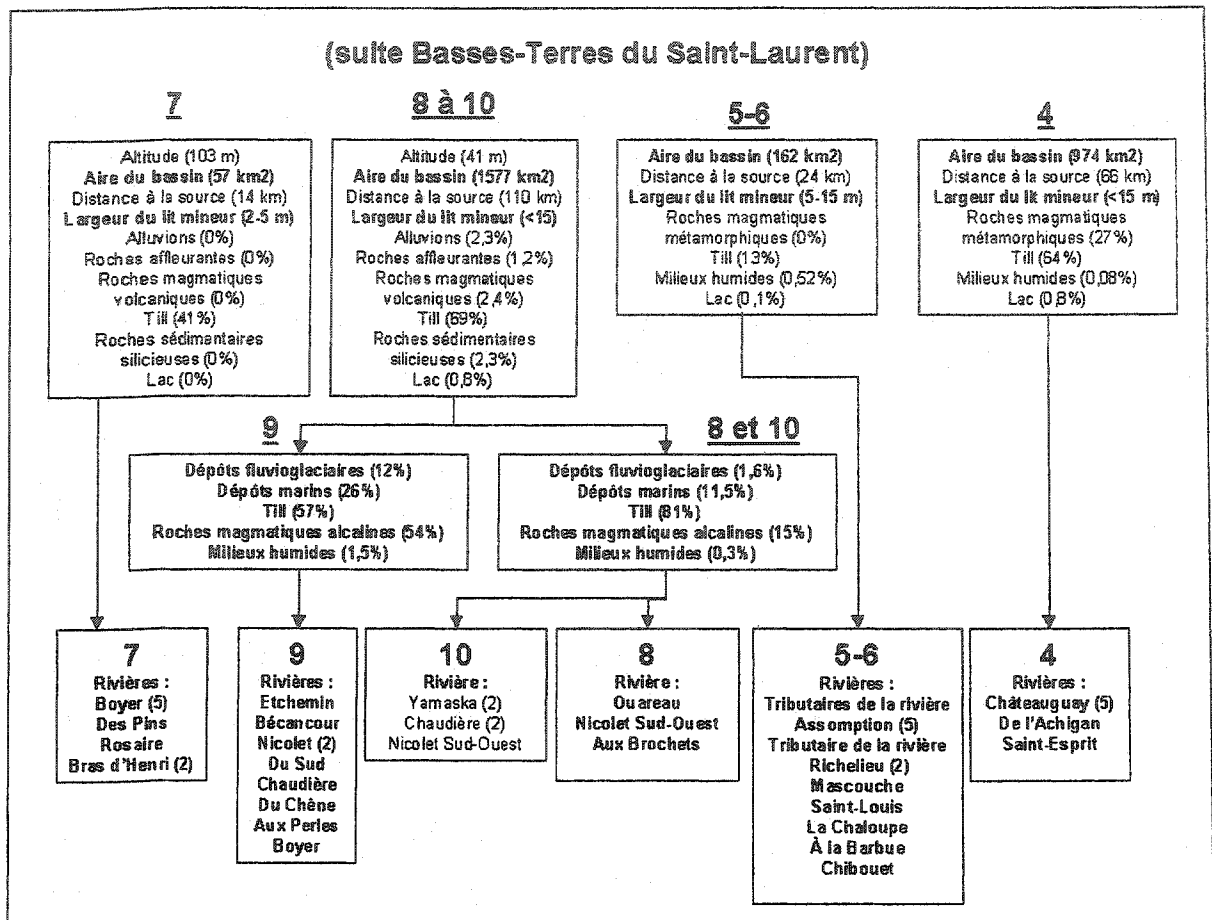


Figure 22 : Variables discriminant de façon significative les groupes SOM (suite). Le test fut réalisé pour chaque niveau hiérarchique ($p \leq 0,05$). Les valeurs entre parenthèses indiquent la moyenne pour chaque séparation des niveaux hiérarchiques. Les tests ne furent pas réalisés pour le groupe 6 étant donné le faible nombre de stations dans ce groupe.

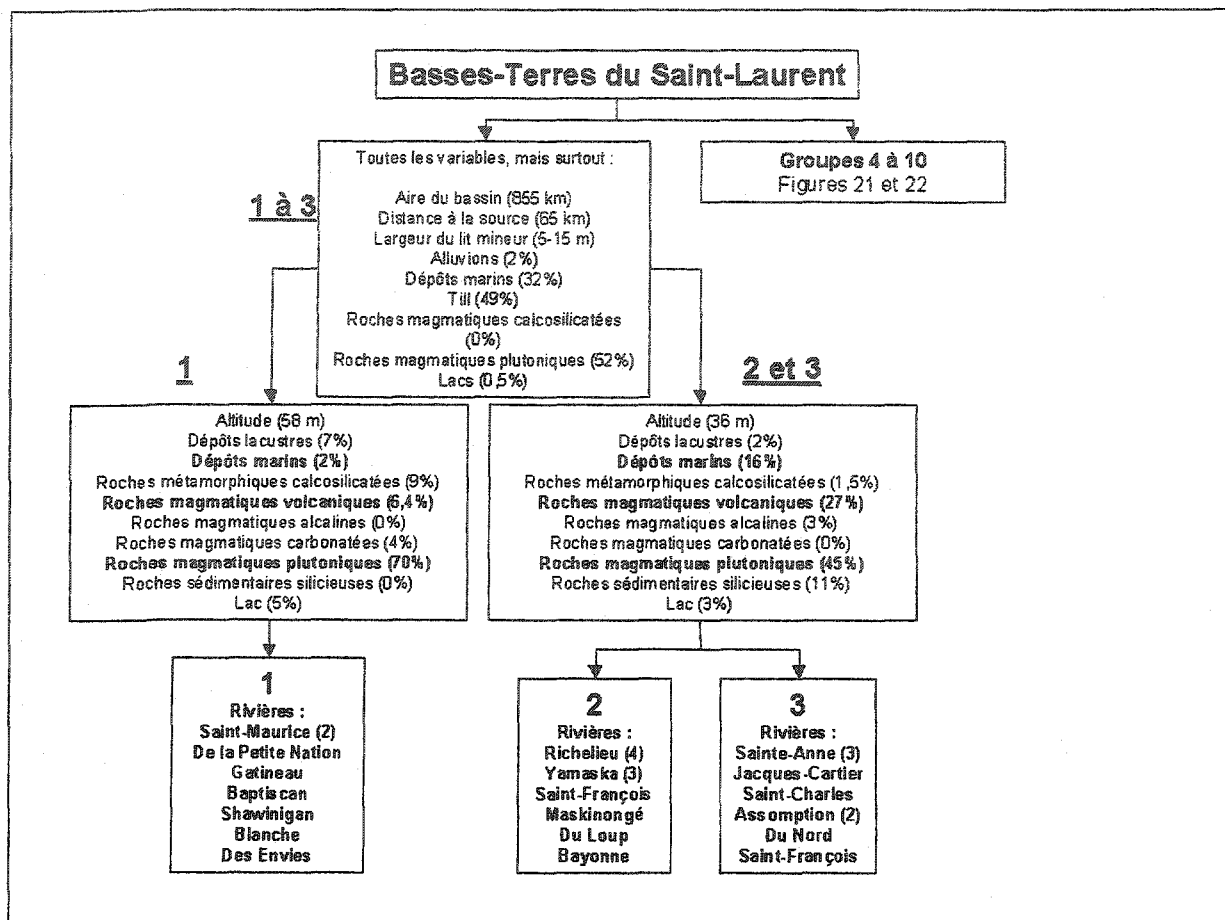


Figure 23 : Variables discriminant de façon significative les groupes SOM (suite 2). Le test fut réalisé pour chaque niveau hiérarchique ($p \leq 0,05$). Les valeurs entre parenthèses indiquent la moyenne pour chaque séparation des niveaux hiérarchiques. Les tests ne furent pas réalisés pour le groupe 6 étant donné le faible nombre de stations dans ce groupe.

L'ensemble des stations des Basses-Terres se trouvent à de faibles altitudes (moyennes des groupes de 20,27 mètres à 103 mètres).

Le premier niveau de différenciation et l'axe 1 de l'ACP séparent les groupes 1 à 3 des groupes 4 à 10. Les groupes 1 à 3 représentent les stations des larges rivières des Basses-Terres dont les vastes bassins versants sont principalement situés dans l'écorégion située en amont (Appalaches et Bouclier canadien), alors que les groupes 4 à 10 représentent les petites et moyennes rivières des Basses-Terres dont les petits et moyens bassins versants se situent principalement dans cette même écorégion. Les

bassins versants des groupes 1 à 3 subissent l'influence des Appalaches et du Bouclier canadien qui se caractérisent par une présence plus importante de till, d'alluvions, de roches magmatiques plutoniques et calcosilicatées et par de nombreux lacs contrairement aux autres stations dont la dominance des dépôts marins caractérise les Basses-Terres du Saint-Laurent. La très grande majorité des stations des groupes 4 à 6 font partie de la région naturelle de la Plaine du haut Saint-Laurent, alors que la très grande majorité des stations des groupes 7 à 10 font partie de la région naturelle de la Plaine du moyen Saint-Laurent. Les bassins de la Plaine du moyen Saint-Laurent se localisent au piedmont des Appalaches et se différencient selon les caractéristiques propres à leur région naturelle située en amont, soit les Collines de Témiscouata, qui se composent davantage de roches magmatiques alcalines et plutoniques, de dépôts fluvioglaciaires et dont les milieux humides occupent une proportion importante du bassin contrairement aux autres groupes. Les roches sédimentaires siliceuses occupent, pour leur part, une partie plus importante des bassins de la Plaine du haut Saint-Laurent (Plateau d'Estrie-Beauce). Les groupes 5-6 et 7 représentent les petits cours d'eau des Plaines du haut et du moyen Saint-Laurent respectivement dont les bassins versants se composent très fortement de dépôts marins. Ils se différencient des groupes 4 et 8 à 10 par une diminution de la superficie des bassins versants et de la taille des cours d'eau, ainsi que des superficies en till et en alluvions (groupe 7) qui témoignent de la réduction de l'influence des Appalaches en amont. Les dépôts marins et milieux humides occupent une proportion importante des bassins des rivières du groupe 9, tels ceux des rivières Nicolet, Du Sud, Du Chêne et Boyer, contrairement aux bassins des stations des groupes 8 et 10 qui se caractérisent par une présence importante du till, ce qui témoigne de l'influence de l'écorégion en amont. Les bassins des groupes 1 et 3, soit des rivières Saint-Maurice, Batiscan, De la Petite Nation, Sainte-Anne, etc., subissent la très forte influence du Bouclier canadien, comme en témoigne la dominance des roches magmatiques plutoniques.

5.4 Discussion

La première partie de la discussion traite du rôle et de l'importance de certaines variables environnementales dans la formation des groupes éco-physiographiques, soit de leur influence sur la physico-chimie des eaux des stations dans les différents groupes et, ultimement, sur la structure des communautés de diatomées présentes en conditions naturelles. La formation de certains groupes et le classement de certaines stations sont remis en question. Cette réflexion permettra de tester la justesse et la faisabilité de l'atteinte de certains objectifs biotiques de restauration fixés dans une partie subséquente de l'étude. Finalement, une autre méthode de groupement de rivières similaires, la méthode française des hydro-écorégions, est brièvement présentée (HER).

Considérant l'influence directe des variables éco-physiographiques dans la détermination de la physico-chimie des eaux en conditions naturelles, il est possible d'estimer quelle devrait être cette composition physico-chimique et donc indirectement la structure des communautés de diatomées.

Dans le Bouclier canadien, toutes les stations d'échantillonnage ont des caractéristiques éco-physiographiques très similaires, soit de larges tronçons de rivières alimentés par de vastes bassins versants dont la composition géologique est dominée par les roches magmatiques plutoniques (moyennes des groupes de 50% à 84%), elles-mêmes recouvertes par des dépôts de surface composés principalement de till (moyennes des groupes de 74% à 98%). Celles-ci devraient, en conditions naturelles, toutes posséder des eaux oligotrophes-acides (roches magmatiques plutoniques), donc des dominances de taxa de diatomées acidophiles. Les variations dans les taxa moins dominants pourraient s'expliquer par les particularités de chaque groupe. Par exemple, les stations des groupes 4 et 5 pourraient être plus turbides naturellement que les eaux des autres stations du Bouclier canadien en raison de la présence de dépôts fluvioglaciaires et lacustres dans leur bassin versant. De plus, le groupe 4 se compose de deux stations situées à l'embouchure des rivières Du Lièvre et Rouge, alors que les autres sont davantage des stations médianes et des stations situées en amont des

tributaires de la rivière des Outaouais. Cette hétérogénéité pourrait amener des différences physico-chimiques et biologiques pour les stations de ce même groupe. Les stations du groupe 3 pourraient, pour leur part, démontrer des concentrations plus élevées en carbone organique dissous en raison de la décomposition de la matière organique provenant du flottage du bois à un époque (Wetzel, 2001).

Dans les Appalaches, les roches sédimentaires siliceuses et magmatiques volcaniques sont plus présentes dans les bassins versants des stations du Plateau d'Estrée-Beauce, alors que les roches magmatiques alcalines sont davantage présentes dans les bassins versants des Collines de Témiscouata (sauf le groupe 4). Ainsi, des différences géologiques pourraient influencer le pH des eaux, surtout dans les stations des groupes 3 à 5 dont les bassins versants se composent fortement de roches magmatiques plutoniques possédant une faible capacité tampon (moyenne du groupe de 45%, 80% et 46% respectivement). La capacité tampon des roches magmatiques alcalines des groupes 4 et 5 et les roches magmatiques métamorphiques et sédimentaires siliceuses des bassins versants du groupe 3 pourraient toutefois contribuer à diminuer l'acidité des eaux de ces bassins versants. Pour sa part, le bassin versant de la rivière Fouquette partage un grand nombre de caractéristiques semblables aux petites rivières de la Plaine du moyen Saint-Laurent (groupe 7 des Basses-Terres), soit la forte présence de dépôts marins et d'alluvions, ainsi qu'une petite taille de bassin versant et de largeur du cours d'eau. Leurs écosystèmes naturels pourraient donc être semblables. Les milieux humides y sont également très présents (4,76% du territoire), ce qui pourrait contribuer à l'acidification des eaux de cette rivière. En somme, les stations des Appalaches devraient, en conditions naturelles, principalement posséder des eaux oligotrophes et plus alcalines que celles du Bouclier canadien, donc des dominances de taxa de diatomées des milieux davantage alcalins. Les variations dans les taxa moins dominants pourraient s'expliquer par des différences de capacité tampon, soit que les eaux des stations des groupes 3 à 5 pourraient être plus acides que les autres des Appalaches. La présence de taxa acidophiles dans ces milieux pourrait être possible. Finalement, les stations de la rivière Fouquette pourraient posséder une physico-chimie et des

communautés de diatomées semblables à celles des stations des petites rivières de la Plaine du moyen Saint-Laurent (groupe 7 des Basses-Terres).

Dans les Basses-Terres, les stations localisées au piedmont des Appalaches et du Bouclier canadien, donc subissant l'influence de l'écorégion en amont, sont fortement différenciées des stations plus en aval. La présence de roches magmatiques plutoniques dans les bassins versants des trois premiers groupes pourrait contribuer à favoriser la présence de taxa acidophiles en conditions naturelles. Cette influence de l'écorégion en amont devrait devenir minimale dans les bassins versants des stations 5 à 7, car leur petit bassin versant se localise presque totalement dans les Basses-Terres, ce qui est attesté par la forte présence de dépôts marins et la faible présence d'alluvions et de till. La présence de roches plutoniques, mais également la présence plus importante de tourbières dans les bassins versants des groupes de la plaine du moyen Saint-Laurent (7 à 10) peuvent contribuer à acidifier les eaux de ces rivières. La présence de taxa acidophiles serait donc également possible dans ces milieux. La forte dominance des dépôts marins dans les bassins versants des petits cours d'eau (groupes 5, 6 et 7) pourrait occasionner une forte turbidité naturelle des eaux de ces rivières, particulièrement dans les petits cours d'eau de la Plaine du haut Saint-Laurent (groupes 5 et 6). Somme toute, les stations des Basses-Terres devraient, en conditions naturelles, principalement posséder des eaux oligotrophes et plus alcalines, donc des communautés de diatomées typiques des milieux davantage alcalins semblables à celles retrouvées dans les Appalaches. Les variations dans les taxa moins dominants pourraient s'expliquer par des différences de capacité tampon et de turbidité, soit que les eaux des stations des groupes 1 à 3 et 7 à 10 pourraient être plus acides, et celles des petits cours d'eau être plus turbides que les autres des Basses-Terres. L'acidité des eaux pourrait également être occasionnée par la présence de milieux humides (groupes 7 à 10).

Finalement, le classement de certaines stations est remis en question. Ainsi, les stations classées avec des stations présentant une ou des différences majeures pouvant amener à fixer des objectifs de restauration biotiques peu réalistes furent identifiées. Dans les Basses-Terres, le problème jugé le plus important survient lorsque des stations

situées sur la rive nord et sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent se trouvent dans le même groupe éco-physiographique. En effet, les groupes 2, 3 et 8 regroupent des stations sur les deux rives. Nous croyons que l'influence du bassin versant en amont, soit les Appalaches pour les bassins versants sur la rive sud et le Bouclier canadien pour ceux de la rive nord, pourrait avoir des répercussions sur le pH, la conductivité et la structure des communautés de diatomées en raison des différences de capacité tampon pouvant différencier les deux écorégions en amont (Wetzel, 2001). Dans le groupe 2, les stations d'embouchure des rivières Maskinongé, Du Loup et Bayonne se situent sur la rive nord, alors que les huit autres stations sont localisées sur la rive sud. Dans le groupe 3, seule la station de la rivière Saint-François à Drummondville se situe sur la rive sud et dans le groupe 8, deux stations médianes de la rivière Assomption sont localisées sur la rive nord. En outre, les stations d'embouchure des rivières Shawinigan, Blanche et des Envies dans le groupe 1 des Basses-Terres sont des tributaires des rivières Saint-Maurice, Sainte-Anne et Batiscan, de grosses rivières comme l'ensemble des rivières de ce groupe. Ces dernières possèdent donc une capacité de dilution moindre. Dans le Bouclier canadien, les stations à l'embouchure des rivières Rouge et Du Lièvre pourraient démontrer des différences physico-chimiques avec les autres stations du groupe localisées plus en amont des bassins versants. Finalement, certains groupes éco-physiographiques regroupent peu de stations, surtout dans les Appalaches et le Bouclier canadien. Les stations des groupes 2, 3 et 6 dans les Appalaches, du groupe 5 du Bouclier canadien et des groupes 6, 8 et 10 des Basses-Terres sont très peu nombreuses. Toutefois, nous croyons que ces groupes doivent être maintenus, car ils présentent des différences pouvant influencer les objectifs de restauration à y être fixés. Nous avons remédié à ce manque en permettant aux groupes de moins de cinq stations, et séparées par des niveaux de différenciation faibles (3, 4 et 5) avec les groupes adjacents, d'inclure les communautés de diatomées les moins altérées du groupe adjacent répondant aux deux critères pour la formation des communautés de référence (chapitre 3). Cette mesure a permis de fixer des objectifs de restauration plus sévères pour les groupes qui ne comptent que des rivières altérées, soit aucune station de référence pouvant représenter un véritable objectif de restauration pour celles-ci.

La détermination d'objectifs de restauration implique généralement de comparer des situations réelles à un état de référence combinant des critères biotiques et abiotiques, mais ces paramètres peuvent varier considérablement dans le temps et l'espace (Omernick et Bailey, 1997). Le choix du cadre spatial est important afin d'adopter des approches écosystémiques plus holistiques permettant de fixer des objectifs et de développer des stratégies de restauration des cours d'eau adaptées à chaque type de rivières. Certains auteurs considèrent le bassin versant comme étant le cadre spatial le plus adéquat pour la gestion des écosystèmes aquatiques (ex. US Water Environment Federation, 1992; Maxwell et al., 1995). D'autres considèrent cependant que les écorégions constituent un cadre spatial mieux adapté pour déterminer des standards de qualité de l'eau et des objectifs de restauration (Davis et al., 1996), car le climat, la géologie, les sols, les formes du paysage et la végétation ne sont pas spécifiques à un seul bassin versant. Le cadre spatial employé dans cette étude s'apparente à celui recommandé par Omernick et Bailey (1997), Hughes (1995), Omernick (1995) et Hughes et al. (1986) et utilisé en France par Rogers et Wasson (1997). Ces auteurs considèrent que la combinaison des écorégions et des bassins versants est nécessaire pour développer un réseau de sites de référence régionaux. Suivant cette vision, les bassins versants qui sont dans la même écorégion tendent à posséder des communautés aquatiques de référence similaires (Omernick et Griffith, 1991). Les niveaux inférieurs, qui subdivisent les écorégions, contiennent généralement moins de variabilité. Les bassins versants qui chevauchent plusieurs écorégions présentent un intérêt particulier. Ces bassins tendent à prolonger l'influence de l'écorégion située en amont vers l'écorégion située à l'aval. Cette situation particulière illustre parfaitement la nécessité de procéder à une analyse combinée des écorégions et des bassins versants.

Toutefois, alors que la définition des bassins versants est largement acceptée, il y a des différences marquées dans la façon de définir et de délimiter les écorégions. Nous considérons, tout comme Rogers et Wasson (1997), que l'établissement de références biologiques doit être réalisé en fonction de contrôles essentiellement naturels (ex.

géologie, climat) en excluant les facteurs modifiés ou modifiables par l'homme (ex. utilisation du sol).

L'approche des écorégions a été adaptée aux écosystèmes aquatiques par Omernick (1987) afin de définir des objectifs de restauration régionaux pour la qualité et la gestion de l'eau (Hughes et Larsen, 1988). Le cadre conceptuel, basé sur les idées de Hynes (1975) et Lotspeich (1980), a été sensiblement amélioré par la théorie du contrôle hiérarchique des hydrosystèmes, et en particulier par l'emboîtement des structures physiques, du bassin jusqu'aux microhabitats, proposé par Frissell et al. (1986) et Naiman et al. (1992) (Wasson et al., 2002). Ces auteurs reconnaissent la géologie, le relief et le climat comme étant les déterminants abiotiques primaires du fonctionnement des écosystèmes d'eau courante à l'échelle du bassin versant. Wasson et al. (2002a et b) ont ainsi identifié 22 hydro-écorégions (HER) couvrant l'ensemble du territoire français pouvant s'apparenter aux groupes éco-physiographiques identifiés au Québec. La délimitation des HER a été réalisée visuellement par des experts, en recherchant les discontinuités naturelles au niveau de la typologie des eaux courantes (Pella et al., 2004). La typologie finale sera stabilisée à la fin du processus d'évaluation des conditions de référence, à la lumière de données biologiques. Actuellement, une bonne correspondance est observée entre les hydro-écorégions et la faune d'invertébrés (Wasson et al., 2002a) et de diatomées. Bien que les méthodes et les variables employées diffèrent, les études françaises et la présente étude ont en commun de créer une typologie des rivières basée, entre autres, sur une homogénéité relative des caractéristiques abiotiques naturelles de leur bassin versant. Des conditions de référence biologiques ou physico-chimiques appropriées à chacune des typologies peuvent ensuite être fixées.

6. Classification des communautés types de diatomées des rivières du Québec

Les communautés furent d'abord classifiées pour l'ensemble des relevés du printemps et de l'automne 2002 et 2003 (section 6.1) ; pour les relevés des printemps 2002 et 2003 uniquement (section 6.2) et pour les relevés des automnes 2002 et 2003 uniquement (section 6.3). Les taxa qui constituent les meilleurs indicateurs de chaque groupe furent identifiés à l'aide de la méthode de Dufrêne et Legendre (1997; Annexe K). La distribution des taxa les plus abondants, en moyenne, pour chaque groupe fut représentée par des Boxplot. La liste des noms et abréviations des taxa de diatomées est disponible à l'Annexe L. Il est à noter que les taxa soulignés dans le texte ont fait l'objet d'une révision suite à la réalisation de cette étude et ont désormais une nouvelle désignation taxonomique. Le lecteur qui désire consulter les nouvelles désignations taxonomiques est invité à consulter la thèse de doctorat d'Isabelle Lavoie dont le dépôt final est prévu pour le printemps 2006. Les valeurs propres des ACC réalisées sont répertoriées dans le tableau 6.

6.1 Classification des communautés types de diatomées au printemps et à l'automne 2002 et 2003

L'algorithme des SOM a permis de regrouper l'ensemble des relevés échantillonnés au printemps et à l'automne 2002 et 2003 dans les 88 cellules prédéterminées. La *U-matrix* et la classification descendante hiérarchique de Ward ont ensuite permis de regrouper les cellules en 6 communautés types (coupure à 1,4 unités sur l'échelle de Ward) (Annexe G). Les paramètres physico-chimiques qui différencient significativement les communautés sont représentés à la figure 24.

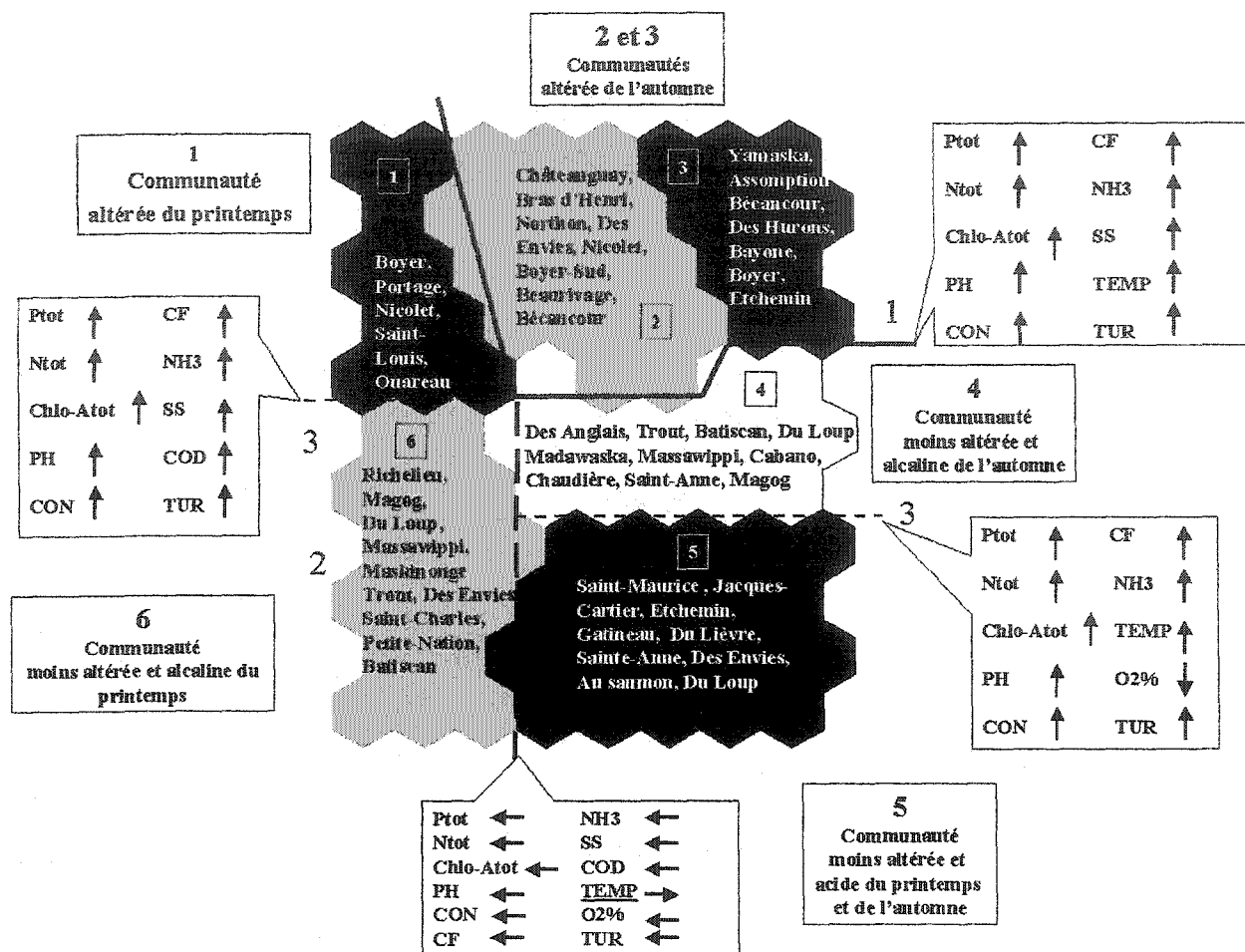


Figure 24 : Représentation schématique des 6 communautés types printanières et automnales créées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen. Les paramètres physico-chimiques qui différencient significativement les communautés selon les niveaux hiérarchiques apparaissent dans les encadrés. La flèche pointe vers le groupe ou la valeur moyenne du paramètre la plus élevée. Les chiffres non-encadrés représentent les niveaux de différenciation des communautés établis à partir de la *U-matrix*. Les nombres à 4 chiffres dans les cellules représentent les numéros d'identification des relevés d'échantillonnage. Ptot : phosphore total, Ntot : azote total, Chlo-Atot : Chlorophylle-A total, pH, CON : conductivité, CF : coliformes fécaux, NH₃ : azote ammoniacal, SS : solide en suspension, COD : carbone organique dissous, TEMP : température, O₂ : oxygène dissous, TUR : turbidité. La liste complète des stations d'échantillonnage composant chaque communauté est disponible à l'Annexe H.

Les groupes furent ensuite représentés dans une analyse canonique des correspondances (ACC) en incluant les variables physico-chimiques sélectionnées en tant que variables actives et les variables de bassin versant préalablement sélectionnées en tant que variables passives (Figures 25 et 26). Les variables physico-chimiques

retenues par la sélection ascendante sont le Ptot, Ntot, la Chlo-Atot, le pH, la conductivité, la température, la turbidité, les CF et le COD. Les variables caractérisant les bassins versants et l'habitat sont les superficies forestières et en eau, l'altitude, l'aire du bassin, les superficies en roches magmatiques volcaniques, en roches plutoniques, en roches sédimentaires siliceuses, en roches sédimentaires carbonatées, et en roches magmatiques métamorphiques, les superficies en pâturage et où il y a épandage de fumiers et la population par bassin versant. Les quatre premiers axes de l'ordination résument 6,5 % de la variance observée dans les communautés de diatomées. Ces trois axes expliquent 75,3 % de la relation entre les taxa et les variables environnementales sélectionnées. La valeur propre du premier axe (λ_1) est de 0,34. Le premier axe est fortement corrélé aux nutriments (Ptot et Ntot), à la Chlo-Atot, à la conductivité, au pH, à la turbidité et aux CF. Il peut être interprété essentiellement comme un axe d'eutrophisation et de pollution organique. L'extrémité droite de l'axe 1 est caractérisée par des conditions altérées (fortes concentrations en nutriments). L'extrémité gauche représente des conditions de référence avec des concentrations faibles en nutriments. La valeur propre du deuxième axe (λ_2) est de 0,2. Le deuxième axe est corrélé essentiellement à la température. Il peut être interprété comme un axe saisonnier.

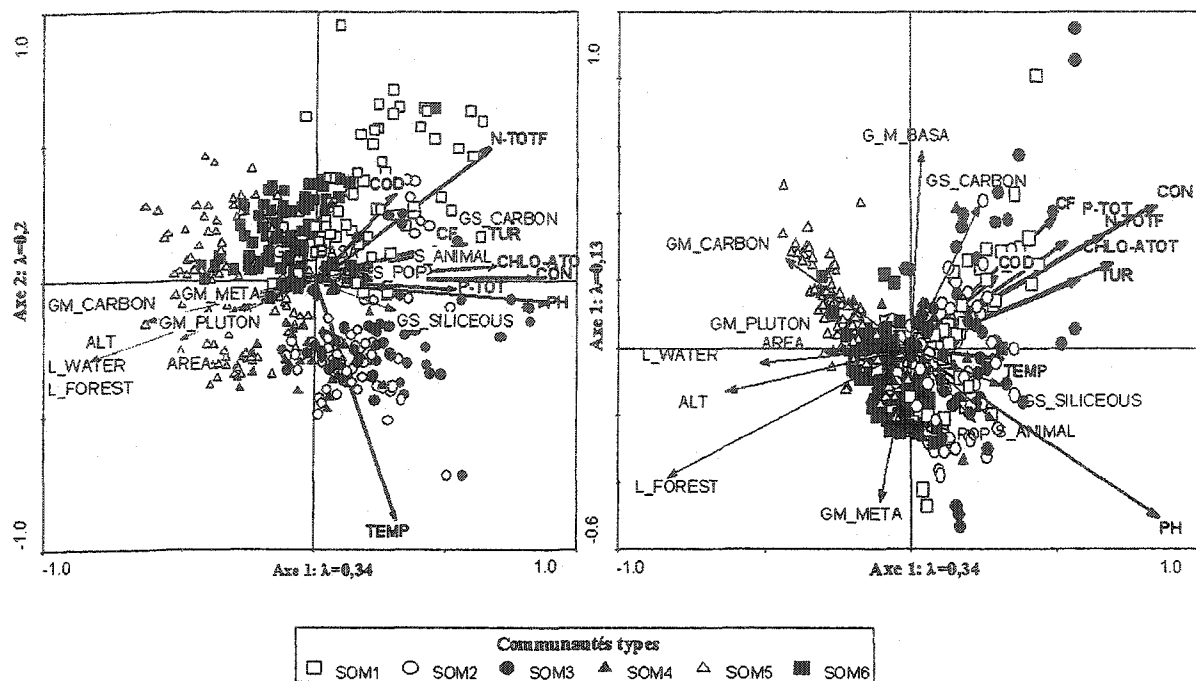


Figure 25 : Analyse canonique des correspondances représentant la position des stations d'échantillonnage du printemps et de l'automne en fonction des paramètres physico-chimiques et environnementaux. La longueur des gradients (flèches) est fonction de l'écart entre les plus fortes et les plus faibles valeurs pour un paramètre. Les communautés types sont représentées par différents pictogrammes.

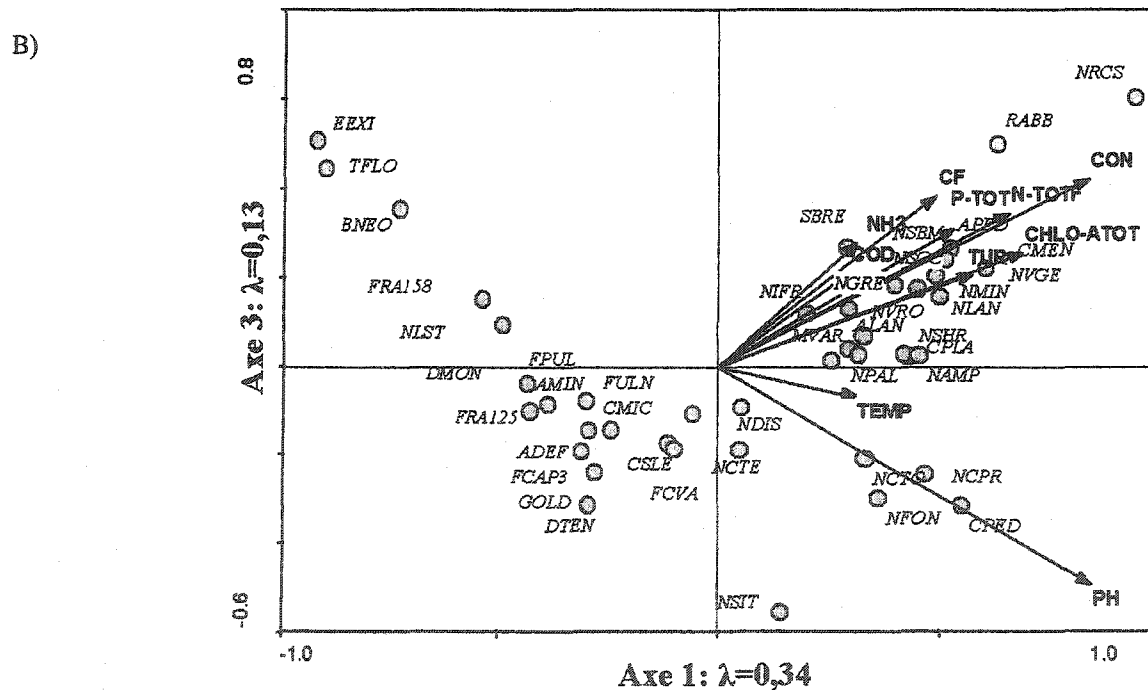
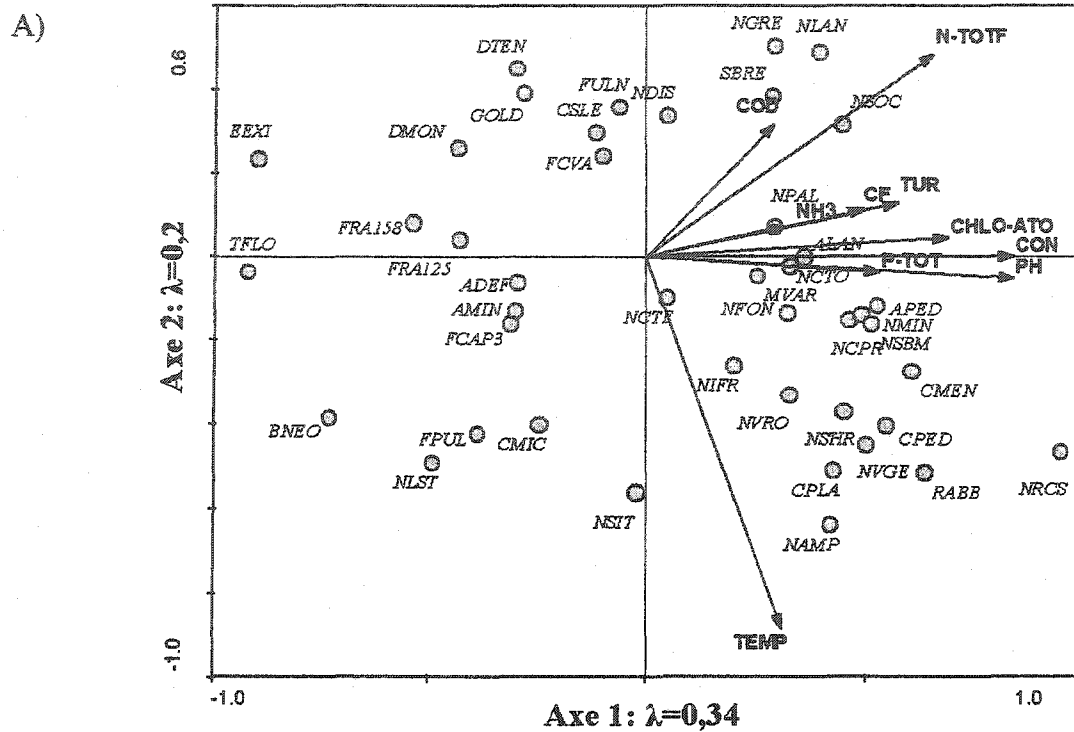


Figure 26 : Analyse canonique des correspondances représentant la position de 80 taxa abondants et indicateurs de conditions environnementales particulières du printemps et de l'automne en fonction des paramètres physico-chimiques et environnementaux pour les axes 1 et 2 (A) et 1 et 3 (B).

Tableau 6 : Valeurs propres des quatre axes des analyses canoniques des correspondances menées entre les taxa et les variables environnementales ayant une influence significative sur la variance de leur structure (1) au printemps et à l'automne, (2) au printemps et (3) à l'automne.

		Printemps-automne		Printemps		Automne	
	% de variance	Physico-chimie (actives)	Variables physiographiques (passives)	Physico-chimie (actives)	Variables physiographiques (passives)	Physico-chimie (actives)	Variables physiographiques (passives)
Des données d'espèces	Axe 1	2,9	3	5,9	5,6	3,7	3,8
	Axe 2	1,7	1,2	2,7	2,1	1,5	1,6
	Axe 3	1,1	0,8	1,9	1,6	1,2	1,1
	Axe 4	0,8	0,7	1,3	1,6	0,9	1
	Cumulatif	6,5	5,7	11,8	10,9	7,3	7,5
Des relations espèces-environnement	Axe 1	33,8	34,7	36,2	34,2	38	33,3
	Axe 2	19,6	13,8	16,4	12,6	15,5	13,7
	Axe 3	13	8,9	11,3	10,3	11,8	9,6
	Axe 4	8,9	7,8	7,9	9,4	9,8	9,1
	Cumulatif	75,3	65,2	71,8	66,5	75,1	65,7

L'analyse simultanée de la carte de Kohonen et de l'ACC permet d'interpréter les préférences écologiques des communautés de diatomées. La saison et la température jouent un rôle important dans la discrimination des communautés. Les relevés printaniers sont localisées très fortement à la gauche de la carte de Kohonen et vers le haut de l'ACC, et les relevés automnaux à la droite de la carte et vers le bas de l'ACC. Cette forte discrimination des saisons peut en partie être attribuable à la différence de diversité entre le printemps (135 taxa) et l'automne (309 taxa), c'est à dire que plusieurs taxa ont une abondance nulle au printemps. Le premier niveau de dissimilitude sur la carte de Kohonen isole les communautés altérées de l'automne (groupes 2 et 3). Ces relevés proviennent surtout des stations des Basses-Terres et des Appalaches, dont les bassins sont fortement agricoles et/ou populeux. Les concentrations en nutriments, la conductivité et les charges organiques y sont plus élevées. Le groupe 1 est composé des communautés altérées du printemps. La physico-chimie de l'eau est semblable à celle de l'automne, mais les concentrations en Ntot et en COD y sont plus importantes.

Le deuxième niveau de dissimilitude de la carte de Kohonen sépare les communautés 1 et 6 des communautés 4 et 5 selon la saison et le pH. Le troisième

niveau de dissimilitude sépare les communautés automnales 4 et 5 selon l'altération et le pH et le niveau 1 et 6 selon l'altération. Le groupe 4 inclut les communautés d'automne ayant une préférence pour les milieux plutôt alcalins. La qualité de l'eau y est intermédiaire. Ce groupe rassemble une majorité de stations situées dans les Basses-Terres, principalement sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent dans la région naturelle de la Plaine du moyen Saint-Laurent. Les relevés des Appalaches y sont également bien représentés, dont la plupart se trouvent dans le Plateau d'Etrie-Beauce. Le groupe 6 est le pendant printanier du groupe 4. La communauté 5 est majoritairement représentée par des relevés des milieux acides, autant printaniers qu'automnaux. Ces relevés proviennent majoritairement du Bouclier canadien et dans une moindre mesure des Appalaches et de la rive nord de la région naturelle de la Plaine du moyen Saint-Laurent. Les bassins versants de ces stations se composent en grande majorité de roches magmatiques plutoniques (moyenne de 51%).

Ces résultats suggèrent que la structure des communautés de diatomées des milieux oligotrophes et acides, majoritairement localisées dans le Bouclier canadien, varient peu selon les saisons, alors que celle des communautés des Basses-Terres et des Appalaches diffère grandement selon les saisons. Afin de mieux dégager l'effet de la pollution de l'eau et d'éliminer l'effet de la saison, deux nouvelles cartes de Kohonen furent réalisées, soit une pour le printemps (section 5.2) et une autre pour l'automne (section 5.3).

6.2 Classification des communautés types de diatomées des printemps 2002 et 2003

L'algorithme des SOM a permis de regrouper les 206 relevés de diatomées des printemps 2002 et 2003 dans les 77 cellules prédéterminées. La *U-matrix* et la classification descendante hiérarchique de Ward ont ensuite permis de regrouper les cellules en 11 communautés types (coupure à 0,7 unités sur l'échelle de Ward) (Annexe G). Les paramètres physico-chimiques qui différencient significativement les communautés et les taxa qui constituent les meilleurs indicateurs de chaque communauté sont représentés aux figures 27 et 28 respectivement. La distribution des

taxa les plus abondants, en moyenne, pour chaque groupe fut représentée dans un tableau (Annexe I) et par des Boxplot (Annexe J).

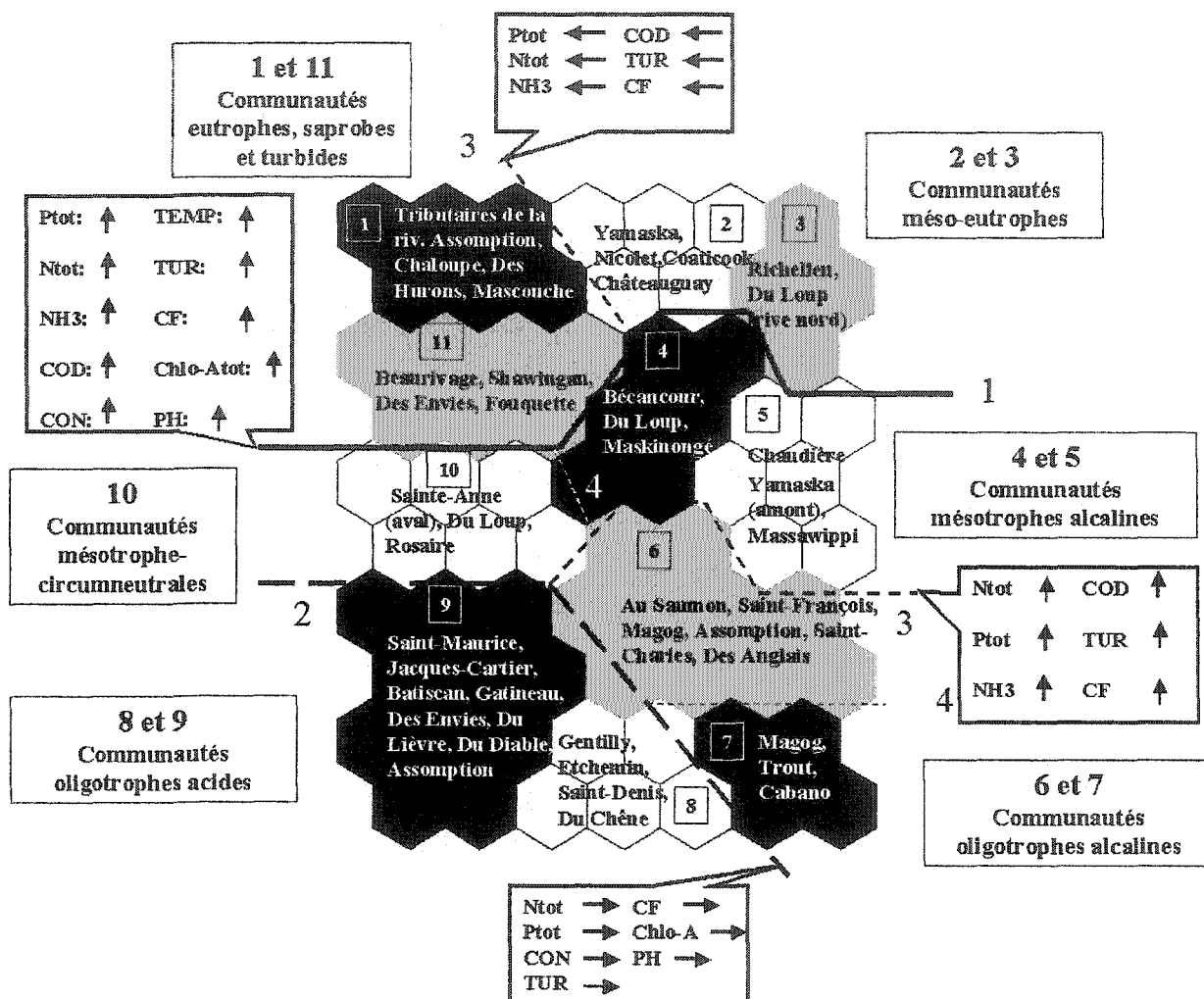


Figure 27 : Représentation schématique des 11 communautés types printanières créées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen. Les paramètres physico-chimiques qui différencient significativement les communautés selon les niveaux hiérarchiques apparaissent dans les encadrés. La flèche pointe vers le groupe ou la valeur moyenne du paramètre la plus élevée. Les chiffres non-encadrés représentent les niveaux de différenciation des communautés établis à partir de la *U-matrix*. Les nombres à 4 chiffres dans les cellules représentent les numéros d'identification des relevés d'échantillonnage. Ptot : phosphore total, Ntot : azote total, Chlo-Atot : Chlorophylle-A total, pH, CON : conductivité, CF : coliformes fécaux, NH₃ : azote ammoniacal, SS : solide en suspension, COD : carbone organique dissous, TEMP : température, O₂ : oxygène dissous, TUR : turbidité. La liste complète des stations d'échantillonnage composant chaque communauté est disponible à l'Annexe H.

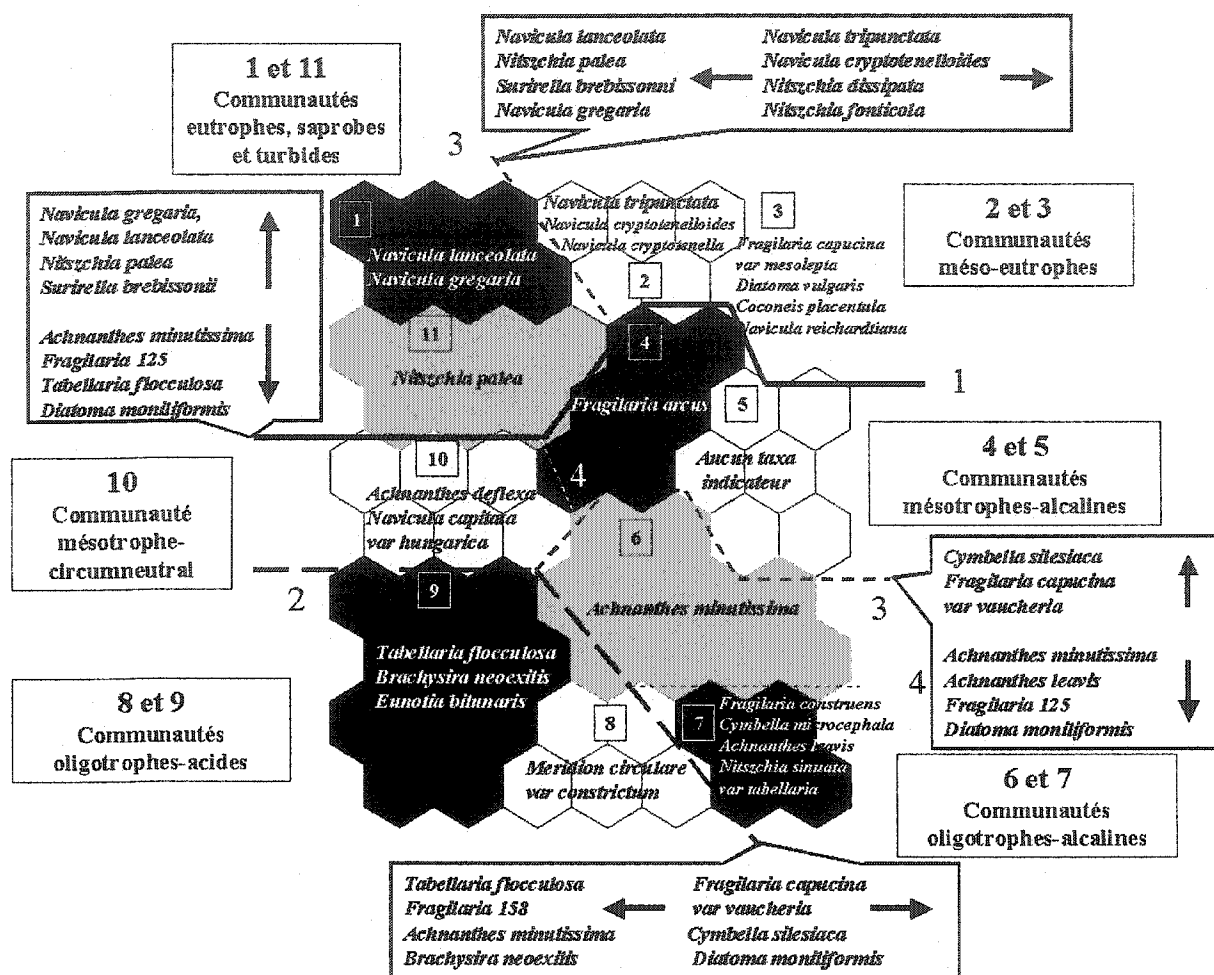


Figure 28 : Représentation schématique des 11 communautés types printanières créées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen. Les taxa indicateurs et qui différencient significativement les communautés selon les niveaux hiérarchiques apparaissent dans les encadrés. La flèche pointe vers le groupe ou la valeur moyenne du paramètre la plus élevée. Les chiffres non-encadrés représentent les niveaux de différenciation des communautés établis à partir de la *U-matrix*.

Les groupes furent ensuite représentés dans une analyse canonique des correspondances (ACC) en incluant les variables physico-chimiques sélectionnées en tant que variables actives et les variables de bassin versant préalablement sélectionnées en tant que variables passives (Figure 29). Les variables physico-chimiques retenues par la sélection ascendante sont le P_{tot} , le NH_3 , la N_{tot} , la $Chlo-A_{tot}$, le pH, la conductivité, la température et la turbidité. Les variables caractérisant les bassins versants et l'habitat

sont l'altitude, l'aire du bassin, la population par bassin versant, les superficies forestières, en milieux humides et en eau, en roches plutoniques, en roches sédimentaires silicieuses, en roches magmatiques métamorphiques, en dépôts lacustres, en pâturage et les superficies où il y a épandage de fumiers et de fertilisants. Les quatre premiers axes de l'ordination résument 11,8 % de la variance observée dans les communautés de diatomées. Ces quatre axes expliquent 71,8 % de la relation entre les taxa et les variables environnementales sélectionnées. La valeur propre du premier axe (λ_1) est de 0,36. Cet axe est partagé entre un gradient de pollution et un gradient de pH. La valeur propre du deuxième axe (λ_2) est de 0,16.

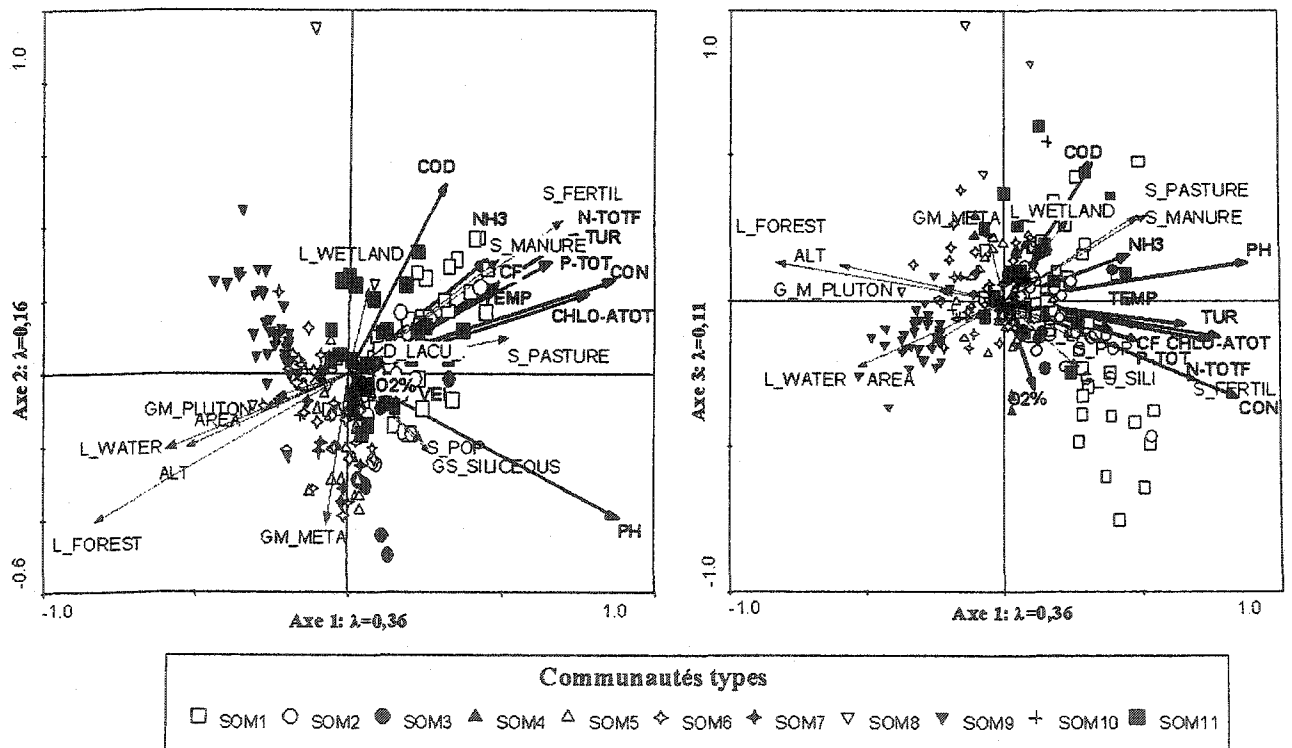


Figure 29 : Analyse canonique des correspondances représentant la position des stations d'échantillonnage du printemps en fonction des paramètres physico-chimiques et environnementaux. La longueur des gradients (flèches) est fonction de l'écart entre les plus fortes et les plus faibles valeurs pour un paramètre. Les communautés types sont représentées par différents pictogrammes.

6.2.1 Communautés des milieux altérés au printemps

Le premier niveau de dissimilitude de la carte de Kohonen sépare les communautés des milieux altérés (90) des relevés des milieux peu ou pas altérés (116), soit les communautés 1, 2, 3 et 11 des communautés 4 à 10. Les stations des communautés altérées sont localisées davantage en aval des rivières situées dans les Basses-Terres, surtout dans la Plaine du haut Saint-Laurent, et dans le piedmont des Appalaches (ex. rivières Fouquette, Yamaska, Des Îles Brûlées, etc.). Les stations des communautés peu ou pas altérées sont situées davantage à la tête des bassins versants forestiers du Bouclier canadien et des Appalaches. Les bassins versants des communautés altérées sont dominés par le milieu agricole qui se caractérise par un plus grand nombre d'unités animales et l'utilisation de fertilisants et d'herbicide, ainsi que par un épandage intensif de fumier. Leurs stations sont localisées parfois en milieu urbain (ex. la rivière Richelieu à Sorel et à Drummondville, la rivière Bécancour à Black Lake et la rivière Shawinigan), ce qui explique la population plus importante dans leur bassin versant, sauf pour les communautés 5 et 6 qui démontrent des populations semblables. Les concentrations plus élevées en Ptot, en Ntot, en Chlo-Atot, en NH₃ et en CF, ainsi qu'un pH et une conductivité plus élevés, démontrent une eutrophisation plus importante dans les bassins versants des communautés altérées. La turbidité et le COD sont également plus élevés dans les stations des communautés altérées, sauf pour les stations de la communauté 10 qui sont les plus turbides et les stations de la communauté 8 dont la concentration en COD est la plus élevée de l'ensemble des communautés. Le tableau 1 de l'Annexe K énumère la liste des taxa représentant les meilleurs indicateurs des milieux altérés et de référence. Par exemple, *Navicula gregaria*, *Navicula lanceolata*, *Nitzschia palea*, *Surirella brebissonii* et *Navicula tripunctata* sont de bons indicateurs des milieux perturbés. À l'autre extrémité du gradient de perturbation, on retrouve *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Fragilaria capucina* f.6, *Tabellaria flocculosa*, *Diatoma moniliformis* et *Fragilaria capucina* f.5 qui sont de bonnes indicatrices de milieux peu ou pas altérés.

Le troisième niveau de différenciation sépare les relevés des communautés altérées 1 et 11 des communautés altérées 2 et 3 selon un gradient d'altération, surtout de pollution organique. Les concentrations en Ptot, en Ntot, en NH₃, en CF et en COD, ainsi que la turbidité sont plus élevées dans les communautés 1 et 11. Celles-ci représentent les communautés des milieux les plus eutrophes, saprobes et turbides au printemps, alors que les communautés 2 et 3 représentent les milieux eutrophes/mésotrophes. Le tableau 3 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs des conditions eutrophes, saprobes et turbides, tels *Navicula lanceolata*, *Nitzschia palea*, *Surirella brebissonii*, *Navicula gregaria* et *Achnanthes lanceolata*, ainsi que les taxa indicateurs des conditions méso-eutrophes, tels *Nitzschia tripunctata*, *Navicula cryptotenelloides*, *Nitzschia dissipata* var. *dissipata*, *Nitzschia fonticola*.

Communautés des milieux eutrophes, saprobes et turbides

Les groupes 1 et 11 semblent se différencier (niveau de dissimilitude 5) selon un gradient de pollution et de pH. Les stations des relevés de la communauté 1 possèdent des concentrations en Ntot, en Ptot, en CF, mais surtout en COD, ainsi qu'une turbidité, une conductivité et un pH plus élevés. L'épandage du fumier y est également plus intense. La communauté 11 représente surtout des communautés de milieux saprobes.

La communauté 1 est donc représentative de conditions eutrophes, saprobes et turbides au printemps. Elle est composée surtout de relevés des cours d'eau agricoles tels les stations médianes des rivières Yamaska, La Chaloupe, le Ruisseau Saint-Pierre, Boyer, Mascouche, Des Pins et l'embouchure de la rivière Assomption. Seuls les relevés des stations à l'amont de la rivière Bécancour se trouvent en milieux urbain et forestier (station à Black Lake : près de 70 % de milieu forestier). Elle regroupe surtout des relevés (32) des Basses-Terres et des Appalaches (6). L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions turbides et les plus eutrophes et saprobes au printemps (Tableau 4 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs). Par exemple, *Navicula lanceolata*, *Navicula gregaria*, *Nitzschia palea*, *Surirella brebissonii* et *Nitzschia fonticola* se développent principalement dans ces milieux.

La communauté 11 est représentative de conditions eutrophes, turbides et très saprobes au printemps. Elle se compose principalement de relevés des stations des Basses-Terres (22) et des Appalaches (4) situées sur des rivières agricoles telles les rivières Boyer, Dufour, Goudron, Bras d'Henri, Blanche, Beaurivage et les relevés des stations localisées en aval des rivières Yamaska, du Chêne, Nicolet et Du Nord. Seule la rivière Shawinigan se situe en milieu urbain. L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions eutrophes et turbides au printemps (Tableau 4 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs). Par exemple, les taxa *Nitzschia palea*, *Navicula gregaria*, *Navicula lanceolata*, *Cymbella silesiaca* et *Surirella brebissonii* se développent dans ces conditions.

Communautés des milieux eutrophes/méso-eutrophes

Les communautés 2 et 3 semblent se différencier (niveau de dissimilitude 5) par un gradient de pollution et de pH. Les stations de la communauté 2 sont plus altérées que celles du groupe 3, mais possèdent les pH les plus élevés au printemps. Les concentrations en Ntot, en Chlo-Atot et en COD sont plus élevées dans les stations du groupe 2, mais les CF ont des concentrations plus importantes dans les relevés du groupe 3, de même qu'un pH plus élevé.

La communauté 2 est donc représentative de conditions eutrophes/méso-eutrophes et turbides. Elle est composée de relevés de stations localisées majoritairement dans les Basses-Terres (15). Elle représente des cours d'eau agricoles situés dans le sud-ouest de la province, soit la station médiane de la rivière Châteauguay, Yamaska et Des Anglais, la rivière Aux Brochets, la rivière Nicolet. La station de la rivière Coaticook est la seule localisée dans les Appalaches. L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions eutrophes/méso-eutrophes et turbides au printemps (Tableau 4 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs). Par exemple, les taxa *Navicula tripunctata*, *Navicula lanceolata*, *Navicula gregaria*, *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* et *Cymbella silesiaca* vivent dans ces milieux. Bien que moins présents, les taxa *Navicula*

cryptotenelloïdes et *Navicula cryptotenella* sont également indicateurs de ces conditions.

La communauté 3 est également représentative de conditions davantage méso-eutrophes et turbides, donc moins altérées que celles du groupe 2. Tous les relevés de la rivière Richelieu, sauf de la station amont, la station amont de la rivière Châteauguay et un de ses tributaires en amont, ainsi que la station au piedmont de la rivière Yamaska représentent ces conditions. L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions méso-eutrophes et turbides au printemps (Tableau 4 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs). Par exemple, les taxa *Fragilaria capucina* var. *mesolepta*, *Nitzschia fonticola*, *Navicula gregaria*, *Fragilaria capucina* var. *vaucheria* et *Nitzschia dissipata* var. *dissipata* vivent dans ces milieux. Les taxa *Diatoma vulgaris*, *Cocconeis placentula* et *Navicula reichardtiana* sont moins présents, mais également indicateurs de ces conditions.

6.2.2 Communautés mésotrophes au printemps

Le deuxième niveau de différenciation sépare les relevés des communautés mésotrophes et oligotrophes 4, 5, 6, 7 et 10 des communautés 8 et 9 surtout au niveau du pH et de l'altération. Les communautés 8 et 9 possèdent le pH, la conductivité (moyenne de 6,8 et 7,25), la turbidité et les concentrations en Ptot, en Ntot, en Chlo-Atot, en CF les plus faibles de l'ensemble des communautés. Ces valeurs suggèrent qu'ils représentent les communautés des milieux oligotrophes et acides au printemps. Les bassins versants des communautés 8 et 9 sont également les plus forestiers et les roches magmatiques plutoniques dominent fortement ceux-ci. Les milieux humides y sont parfois plus abondants (communauté 8 surtout). Le tableau 2 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs des conditions oligotrophes et acides au printemps, tels *Tabellaria flocculosa*, *Fragilaria capucina* f.5, *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Brachysira neoexilis* et *Fragilaria capucina* f.6 et les taxa indicateurs des conditions mésotrophes et oligotrophes davantage alcalins, tels *Fragilaria capucina* var. *vaucheria*,

Cymbella silesiaca, *Diatoma moniliformis*, *Fragilaria ulna* et *Gomphonema olivaceum* var. *olivaceoides*.

Le troisième niveau hiérarchique sépare les relevés des stations mésotrophes et oligotrophes davantage alcalines selon un gradient d'altération. Les stations des relevés des communautés 4, 5 et 10 démontrent des concentrations en Ptot, en Ntot, en NH₃ et en COD et une turbidité plus élevées que celles de groupes 6 et 7. Les communautés 4, 5 et 10 semblent représenter les communautés des milieux mésotrophes au printemps. Le tableau 3 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs des conditions mésotrophes au printemps, tels *Cymbella silesiaca* et *Fragilaria capucina* var. *vaucheria* et les taxa indicateurs des conditions oligotrophes-alcalines, tels *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Achnanthes leavis*, *Fragilaria capucina* f.6, *Diatoma moniliformis* et *Achnanthes deflexa*.

Le quatrième niveau hiérarchique sépare les communautés 4, 5 de la communauté 10, soit les communautés mésotrophes. La communauté 10 possède des concentrations plus élevées en Ptot et en COD et la turbidité la plus élevée de l'ensemble des communautés (voir statistiques descriptives). Les relevés des communautés 4 et 5 possèdent des concentrations en Ntot, en Chlo-Atot et des pH plus élevés que celles du groupe 10. La communauté 10 semble représenter les communautés des milieux mésotrophes plus acides et très turbides au printemps et les communautés 4 et 5 les communautés des milieux mésotrophes alcalins au printemps. Aucun taxa n'est spécifiquement indicateur de ces deux groupes.

Communautés mésotrophes circumneutres au printemps

La communauté 10 est donc représentative de conditions mésotrophes circumneutres-acides et les plus turbides au printemps. Peu de stations composent cette communauté, dont celles des rivières Du Loup (rive Nord), Sainte-Anne et Maskinongé, en plus de la station de la rivière Rosaire. L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions mésotrophes circumneutres-acides et les plus turbides au

printemps (Tableau 4 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs). Par exemple, les taxa *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Achnanthes deflexa*, *Cymbella silesiaca*, *Navicula gregaria* et *Nitzschia palea* vivent dans ces milieux. Le taxon *Navicula capitata* var. *hungarica* est moins dominant, mais également indicateur de ces conditions.

Communautés mésotrophes alcalines au printemps

Pour leur part, les communautés 4 et 5 semblent se différencier (niveau de dissimilarité 5) selon un gradient de pollution, soit que les relevés de la communauté 4 sont plus altérés. Les concentrations de l'ensemble des paramètres sont plus élevées (Ntot, Ptot, Chlo-Atot et COD) dans ce groupe et surtout les CF (moyenne du groupe 582 UFC contre 177 UFC). Seul le pH est plus élevé dans les stations de la communauté 5. Les bassins versants de ce groupe sont particulièrement populeux.

La communauté 4 est représentative de conditions mésotrophes-alcalines. Elle se compose surtout des relevés des stations des Basses-Terres (11) et des Appalaches (2). Ils représentent les rivières Saint-Charles et Chaudière à l'embouchure, les deux stations en aval de la rivière Du Nord, l'embouchure de la rivière Du Loup (rive sud) et les stations médianes de la rivière Assomption dans les Basses-Terres, ainsi que la station amont de la rivière Bécancour dans les Appalaches. L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions mésotrophes-alcalines au printemps (Tableau 4 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs). Par exemple, les taxa *Navicula lanceolata*, *Navicula gregaria*, *Fragilaria arcus*, *Cymbella silesiaca*, *Diatoma moniliformis* vivent dans ces milieux. *Fragilaria arcus* est le seul taxon spécifiquement indicateur de ces conditions.

La communauté 5 est également représentative de conditions mésotrophes-alcalines, mais moins altérées que celle de la communauté 4. Elle se compose d'un plus grand nombre de relevés des stations des Appalaches (11) et des Basses-Terres (10). Elles représentent la rivière Chaudière, de l'amont à la station de Charny, la station aval

des rivières Richelieu et Nicolet, la rivière du Sud et des stations au piedmont des Appalaches telles la rivière Magog à Sherbrooke, la rivière Massawippi et la station amont de la rivière Yamaska. L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions mésotrophes-alkalines au printemps (Tableau 4 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs). Par exemple, les taxa *Fragilaria capucina* var. *vaucheria*, *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Cymbella silesiaca*, *Diatoma moniliformis* et *Fragilaria capucina* var. *mesolepta* vivent davantage dans ces milieux. Aucun taxon n'est spécifiquement indicateur de ces conditions.

6.2.3 Communautés oligotrophes au printemps

Le quatrième niveau de dissimilitude sépare les communautés oligotrophes et alcalines 6 et 7, selon un gradient d'altération. En effet, tous les paramètres physico-chimiques démontrent des concentrations plus importantes dans les stations de la communauté 6, soit surtout au niveau des CF, de la turbidité et du COD. Les bassins versants des stations du groupe 6 sont particulièrement populeux. Seuls la Chlo-Atot et le pH sont plus élevés dans les stations de la communauté 7. Le groupe 7 semble donc représenter la communauté la plus oligotrophe et alcaline au printemps, soit la communauté de référence des milieux alcalins.

Communautés oligotrophes alcalines au printemps

La communauté 6 est représentative de conditions plutôt oligotrophes-alkalines, mais présentant du niveau élevé de coliformes fécaux élevé par rapport aux autres communautés oligotrophes (groupes 7 à 9). Les bassins versants de ce groupe sont particulièrement populeux. Elle représente, sur la rive sud, l'amont des rivières Au Saumon, Saint-François, Chaudière, Du Loup (rive sud), Massawippi et Coaticook dans les Appalaches, puis l'embouchure de la rivière Rouge et l'amont de la rivière Des Anglais dans les Basses-Terres. Sur la rive Nord, l'amont de la rivière Petite Nation, les stations médianes et amont de la rivière Saint-Charles, la rivière Assomption au piedmont du Bouclier canadien et l'embouchure de la rivière Jacques-Cartier complètent

ce groupe. Ainsi, une majorité de relevés se trouvent dans les Appalaches, puis dans les Basses-Terres et le Bouclier canadien. L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions oligotrophes-alcalines au printemps (Tableau 4 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs). Par exemple, les taxa *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Diatoma moniliformis*, *Fragilaria capucina* var. *vaucheria*, *Fragilaria ulna* et *Gomphonema olicaceum* var. *olivaceoides* vivent davantage dans ces milieux. *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* est le seul taxon spécifiquement indicateur de ces conditions.

La communauté 7 est représentative de conditions de référence alcalines. Elle se compose de relevés des stations des Appalaches telles les stations en amont des rivières Cabano, Aux cerises et Magog et dans les Basses-Terres, de la station en amont de la rivière Trout et en aval de la rivière du Lièvre au piedmont du Bouclier canadien. Les stations sont davantage localisées dans les Appalaches et peu dans les Basses-Terres et le Bouclier canadien. L'Annexe I énumère les taxa dominants en conditions de référence alcalines au printemps (Tableau 4 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs). Par exemple, les taxa *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Fragilaria capucina* var. *vaucheria*, *Diatoma moniliformis*, *Cymbella silesiaca* et *Fragilaria capucina* f.6 vivent davantage dans ces milieux. Les taxa *Fragilaria construens* var. *construens*, *Cymbella microcephala*, *Achnanthes leavis*, *Nitzschia sinuata* var. *tabellaria* et *Cymbella delicatula* sont moins dominants, mais sont indicateurs des conditions oligotrophes-alcalines printanières.

Communautés oligotrophes acides et circumneutres au printemps

Les communautés 8 et 9 semblent se différencier (niveau de dissimulation 5) selon un faible gradient de pollution, soit que les stations de la communauté 8 sont légèrement plus altérées et plus alcalines. Les concentrations en Ntot, en CF et surtout en COD et la turbidité et le pH sont plus élevés dans les stations de cette communauté.

La communauté 8 est représentative de conditions oligotrophes-circumneutrales. Elle ne représente que cinq relevés de localisations variées, soit l'amont des rivières Etchemin et Du Diable et de petits cours d'eau des Basses-Terres, les rivières du Bois clair et Gentilly. Il s'agit de deux stations des Basses-Terres, deux des Appalaches et une du Bouclier canadien. L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions oligotrophes-circumneutrales au printemps (Tableau 4 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs). Par exemple les taxa *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Meridion circulare* var. *constrictum*, *Fragilaria ulna* et *Fragilaria capucina* f.6 vivent davantage dans ces conditions. Les taxa *Achnanthes bioiretti*, *Navicula cryptocephala*, *Navicula rhynchocephala*, *Eunotia exigua*, *Navicula pupula* et *Frustulia vulgaris* sont moins dominants, mais sont indicateurs de ces conditions.

La communauté 9 est représentative des conditions de référence oligotrophes-acides. Elle se compose majoritairement de relevés des stations du Bouclier canadien (21) et des Basses-Terres (11) situées dans la Plaine du moyen Saint-Laurent. Elle représente les stations à la tête des bassins versants du Bouclier canadien situées sur rive Nord du fleuve Saint-Laurent, tels la rivière Assomption, Des Envies, Gatineau, Du Lièvre, Maskinongé, Saint-Charles, Noire et toutes les stations des rivières Jacques-Cartier, Sainte-Anne et Saint-Maurice. L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions de référence acides au printemps (Tableau 4 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs). Par exemple, les taxa *Tabellaria flocculosa*, *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Diatoma moniliformis*, *Fragilaria capucina* f.5 et *Fragilaria capucina* var. *vaucheria* vivent davantage dans ces conditions. Les taxa *Brachysira neoexillis* et *Eunotia bilunaris* sont moins dominants, mais indicateurs des conditions de référence acides du printemps.

6.3 Classification des communautés types de diatomées des automnes 2002 et 2003

L'algorithme des SOM a permis de regrouper les 204 relevés de diatomées des automnes 2002 et 2003 dans les 88 cellules prédéterminées. La *U-matrix* et la classification descendante hiérarchique de Ward ont ensuite permis de regrouper les

cellules en 11 communautés types (coupure à 0,8 unités sur l'échelle de Ward)(Annexe G). Les paramètres physico-chimiques qui différencient significativement les communautés et les taxa qui constituent les meilleurs indicateurs de chaque communauté sont représentés aux figures 30 et 31. La distribution des taxa les plus abondants, en moyenne, pour chaque groupe fut représentée par des Boxplots (Annexe J).

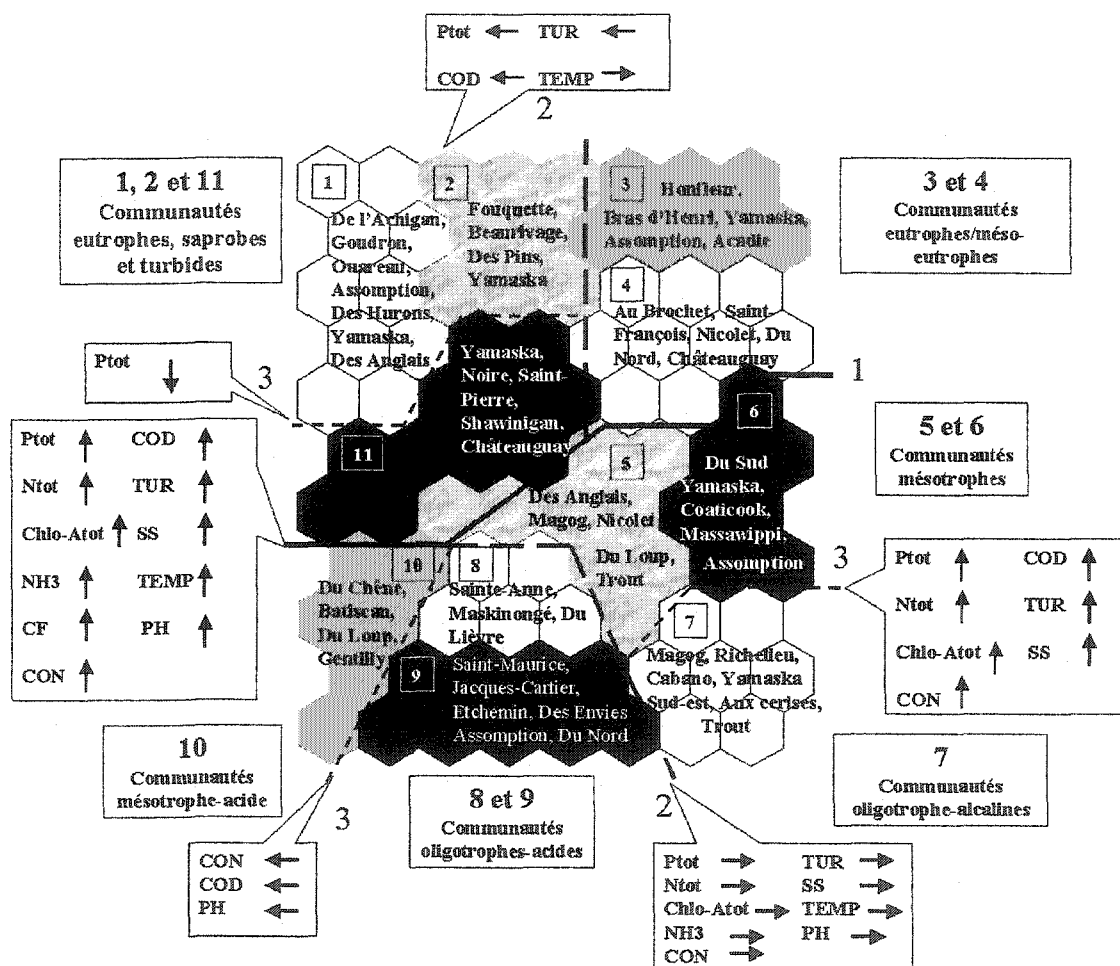


Figure 30 : Représentation schématique des 11 communautés types automnales créées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen. Les paramètres physico-chimiques qui différencient significativement les communautés selon les niveaux hiérarchiques apparaissent dans les encadrés. La flèche pointe vers le groupe ou la valeur moyenne du paramètre la plus élevée. Les chiffres non-encadrés représentent les niveaux de différenciation des communautés établis à partir de la *U-matrix*. Les nombres à 4 chiffres dans les cellules représentent les numéros d'identification des relevés d'échantillonnage. Ptot : phosphore total, Ntot : azote total, Chlo-Atot : Chlorophylle-A total, pH, CON : conductivité, CF : coliformes fécaux, NH₃ : azote ammoniacal, SS : solide en suspension, COD : carbone organique dissous, TEMP : température, O₂ : oxygène dissous, TUR : turbidité. La liste complète des stations d'échantillonnage composant chaque communauté est disponible à l'Annexe H.

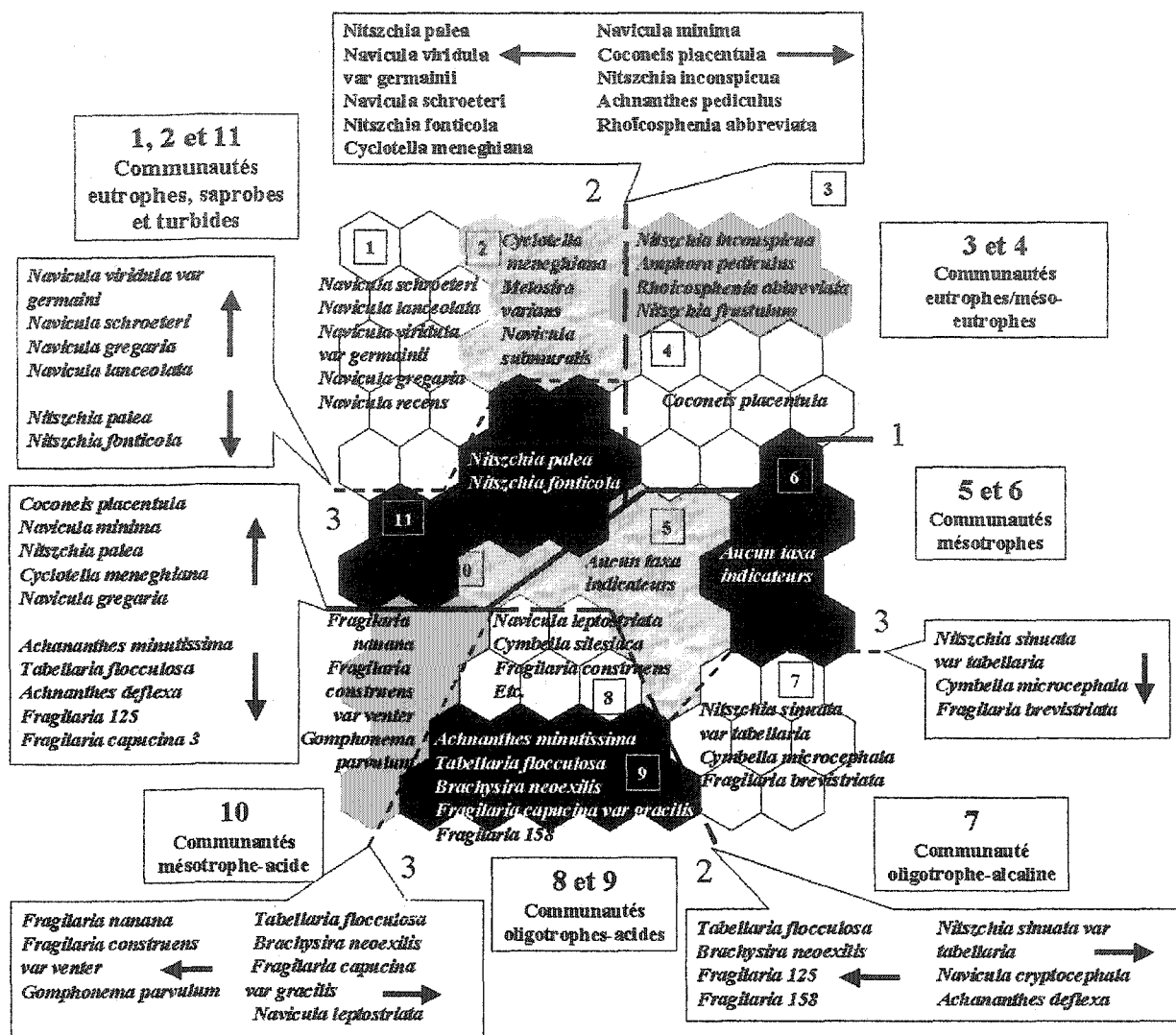


Figure 31 : Représentation schématique des 11 communautés types automnales créées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen. Les taxa indicateurs et qui différencient significativement les communautés selon les niveaux hiérarchiques apparaissent dans les encadrés. La flèche pointe vers le groupe ou la valeur moyenne du paramètre la plus élevée. Les chiffres non-encadrés représentent les niveaux de différenciation des communautés établis à partir de la *U-matrix*.

Les groupes furent ensuite représentés à l'aide d'une analyse canonique des correspondances (ACC) en incluant les variables physico-chimiques sélectionnées en tant que variables actives et les variables de bassin versant préalablement sélectionnées en tant que variables passives (Figure 32). Les variables physico-chimiques retenues par la sélection ascendante sont la vitesse de courant, le phosphore total, l'azote totale, le pH, la conductivité, la température, la turbidité et le carbone organique dissous. Les

variables caractérisant les bassins versants et l'habitat sont l'altitude, l'aire et la population du bassin versant, les superficies forestières et en eau, en roches magmatiques volcaniques, en roches plutoniques, en roches sédimentaires siliceuses, en roches magmatiques alcalines, en dépôts marins et où il y a épandage de fumiers. Les quatre premiers axes de l'ordination résument 7,3 % de la variance observée dans les communautés de diatomées. Ces quatre axes expliquent 75,1 % de la relation entre les taxa et les variables environnementales sélectionnées. La valeur propre du premier axe (λ_1) est de 0,38. Cet axe est à la fois un gradient de pollution et un gradient de pH. La valeur propre du deuxième axe (λ_2) est de 0,16.

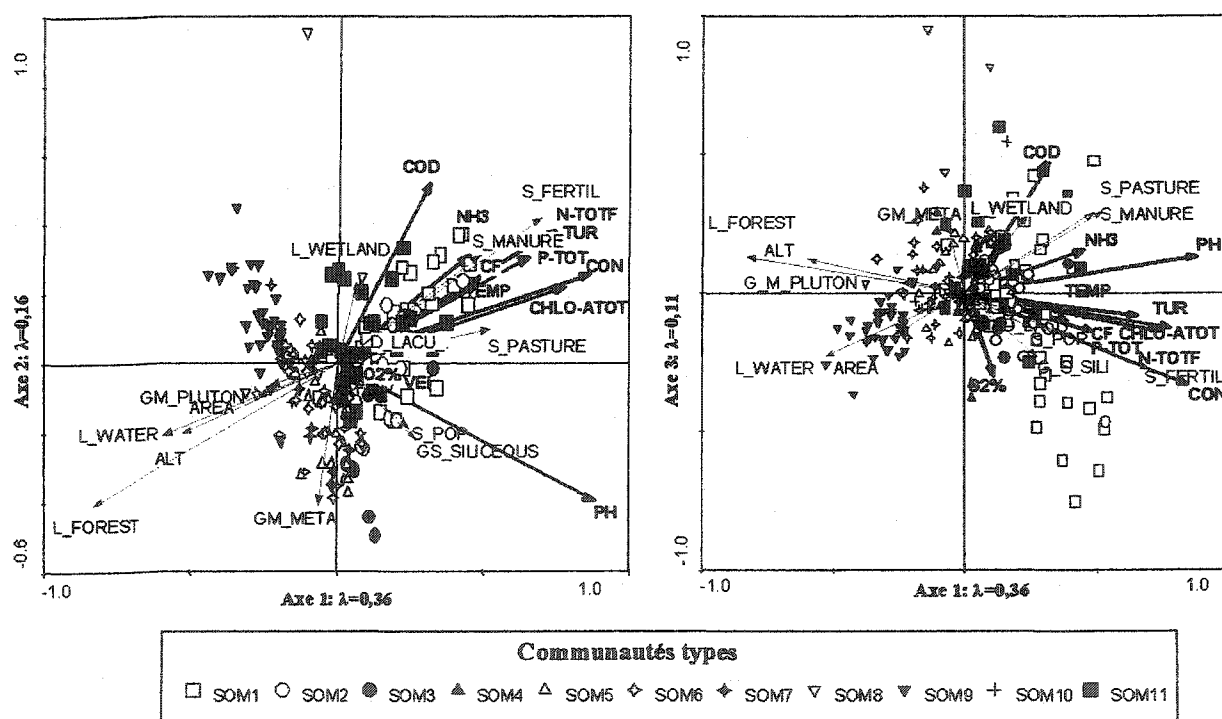


Figure 32 : Représentation de la position des stations d'échantillonnage à l'automne en fonction des paramètres physico-chimiques et environnementaux. La longueur des gradients (flèches) est fonction de l'écart entre les plus fortes et les plus faibles valeurs pour un paramètre. Les communautés types sont représentées par différents pictogrammes.

6.3.1 Communautés des milieux altérés à l'automne

Le premier niveau de dissimilitude de la carte de Kohonen sépare les communautés altérées (96) des communautés les moins altérées ou pas altérées (108), soit les communautés 1, 2, 3, 4 et 11 des communautés 5 à 10. Les stations des communautés altérées se localisent surtout en aval des rivières localisées dans les Basses-Terres, surtout dans la plaine argileuse du haut Saint-Laurent et dans le piedmont des Appalaches (Rivière Fouquette, Yamaska, Des Îles Brûlées, etc.). Les bassins versants de ces stations sont dominés par le milieu agricole qui se caractérise par un grand nombre d'unités animales, une utilisation importante de fertilisants et d'herbicides, ainsi qu'un épandage de fumier intense. Certaines de ces stations se localisent en milieu urbain (ex. Saint-François à Bromptonville et Bécancour à Black Lake), ce qui explique la population plus importante dans leurs bassins versants, sauf les communautés 5 et 6 qui démontrent des populations semblables. Les stations des communautés peu ou pas altérées se localisent à la tête des bassins versants majoritairement forestiers du Bouclier canadien et des Appalaches. Les concentrations en Ptot, en Ntot, en NH₃, en Chlo-Atot, en COD, en CF et la turbidité plus élevées suggèrent une eutrophisation et une pollution organique plus importante dans les rivières des communautés altérées. Les concentrations en COD sont également plus élevées dans les stations des communautés altérées, sauf pour les stations des rivières Du Bois Clair (4179), Gentilly (4176) et Saint-Denis (4173) de la communauté 10 qui représentent des concentrations très élevées. Le tableau 5 de l'Annexe K énumère la liste des taxa qui sont les meilleurs indicateurs des milieux altérés et des milieux peu ou pas altérés. Par exemple, *Cocconeis placentula*, *Navicula minima*, *Nitzschia palea*, *Cyclotella meneghiniana* et *Navicula gregaria* sont de bons indicateurs des milieux perturbés. À l'autre extrémité du gradient de perturbation, on retrouve *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Tabellaria flocculosa*, *Achnanthes deflexa*, *Fragilaria capucina* f.6 et *Fragilaria capucina* f.3.

Le deuxième niveau de dissimilitude sépare les communautés altérées 1, 2 et 11 des communautés 3 et 4 selon un gradient d'altération, surtout de pollution organique. Les concentrations en Ptot, en COD et la turbidité sont plus élevées dans les

communautés 1, 2 et 11. L'épandage de fumier est également plus intensif. Les premières représentent les communautés des milieux eutrophes, saprobes et turbides et les deuxièmes les communautés eutrophes/méso-eutrophes. Cependant, l'ACC ne démontre pas une séparation claire des communautés, tel que les taxa des communautés 3 et 4 démontrent parfois une tolérance à la pollution organique et à la turbidité (voir ACC axe 1-3). Le tableau 6 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs des conditions eutrophes, saprobes et turbides, tels *Nitzschia palea*, *Navicula viridula* var. *germainii*, *Navicula schroeteri*, *Nitzschia fonticola* et *Cyclotella meneghiniana* ainsi que les taxa indicateurs des conditions eutrophes/méso-eutrophes et turbides, tels *Navicula minima*, *Cocconeis placentula*, *Nitzschia inconspicua*, *Amphora pediculus* et *Rhoicosphenia abbreviata* qui vivent préférentiellement dans des conditions moins eutrophes et/ou saprobes que les premiers au printemps.

Communautés eutrophes, saprobes et turbides à l'automne

Le troisième niveau hiérarchique différencie la communauté 11 de 1 et 2 surtout en raison des concentrations en P_{tot} plus élevées dans les stations de la communauté 11. L'épandage de fumier y est également plus intensif. Le tableau 7 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs des communautés 1 et 2, tels *Navicula viridula* var. *germainii*, *Navicula schroeteri*, *Navicula gregaria* et *Navicula lanceolata*.

La communauté 11 est représentative des conditions les plus eutrophes et saprobes à l'automne. Elle se compose surtout de relevés de cours d'eau agricoles des Basses-Terres et de un des Appalaches, soit les stations en aval des rivières Yamaska, Châteauguay, Des Anglais et Boyer. Les relevés de la rivière Shawinigan et de la rivière Du Loup représentent les stations au piedmont du Bouclier canadien et des Appalaches respectivement. L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) dans les conditions les plus eutrophes et saprobes, mais également turbides en automne (Tableau 7 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs). Par exemple, les taxa *Nitzschia palea*, *Nitzschia fonticola*, *Navicula cincta* et *Melosira varians* vivent davantage dans ces milieux.

Les communautés altérées 1 et 2 semblent se différencier (niveau de dissimilitude 5) principalement car les stations de la première sont beaucoup plus turbides (voir ACC), alors que les stations de la deuxième affichent des concentrations en phosphore plus élevées et les teneurs en azote et en Chlo-Atot les plus élevées de tous les groupes confondus.

La communauté 1 est représentative de conditions eutrophes, saprobes et très turbides à l'automne. Elle se compose surtout de petits cours d'eau et rivières agricoles des Basses-Terres tels les rivières Saint-Esprit, des Hurons, de l'Achigan, Assomption, Yamaska, et des Appalaches, tels les rivières Goudron et Dufour. Une exception concerne la station d'embouchure de la rivière du Loup dans le Bas-Saint-Laurent qui ne traverse pas un territoire agricole. Elle représente surtout des relevés des Basses-Terres (19) et des Appalaches (4). L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions eutrophes, saprobes et très turbides, tels *Nitzschia palea*, *Nitzschia fonticola*, *Cocconeis placentula*, *Navicula schroeteri* et *Navicula lanceolata* (Tableau 7 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs). Les taxa *Navicula viridula* var. *germainii*, *Navicula gregaria* et *Navicula cinta* sont moins dominants, mais indicateurs de ces conditions.

La communauté 2 est représentative de conditions eutrophes, saprobes et turbides à l'automne. Elle regroupe des relevés des Basses-Terres (12) et des Appalaches (4), soit principalement des cours d'eau agricoles des Basses-Terres situés sur la rive sud du Saint-Laurent tels la rivière Fouquette, du Portage, Beaurivage, Yamaska, ainsi que la station aval de la rivière des Anglais. Elle regroupe également des relevés de stations situées davantage en milieu urbain, telles les stations sur la rivière Saint-François à Bromptonville et Drummondville et, dans les Appalaches, la station de la rivière Bécancour située à Black Lake. Seule la station de la rivière du Chêne n'est pas située milieu très agricole (près de 19% de l'utilisation du sol) et urbain. L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions eutrophes, saprobes et turbides et les plus élevées en Ntot et Chlo-Atot, tels *Melosira varians*, *Nitzschia palea*, *Cyclotella*

meneghiniana, *Nitzschia fonticola*, *Cocconeis placentula* (Tableau 7 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs). Le taxon *Navicula submuralis* est moins dominant, mais également indicateurs de ces conditions.

Communautés eutrophes/méso-eutrophes et turbides à l'automne

Les communautés 3 et 4 semblent se différencier (niveau de dissimulation 5) par un gradient de pollution, soit que les stations de la communauté 3 sont plus altérées. Les concentrations en Ptot, en Ntot, en CF et la turbidité sont plus élevées dans la communauté 3, mais le pH est plus élevé dans les stations du groupe 4 que dans l'ensemble des groupes. Les stations du groupe 4 sont plus larges et leur bassin versant est plus vaste.

La communauté 3 est représentative de conditions eutrophes et turbides. Elle est composée surtout de petits cours d'eau agricoles tels le Ruisseau Honfleur, les rivières Acadie, Fouquette, Bras d'Henri et des rivières agricoles telles La Chaloupe, Bayonne, Yamaska, Châteauguay et Beaurivage, donc de relevés des Basses-Terres (18) et des Appalaches (2). L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions eutrophes et turbides, tels *Navicula minima*, *Nitzschia palea* et *Cocconeis placentula* (Tableau 7 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs). Les taxa *Nitzschia inconspicua*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Amphora pediculus* et *Nitzschia fonticola* sont moins dominants, mais également indicateurs de ces conditions.

La communauté 4 est représentative des conditions méso-eutrophes et turbide. Elle représente principalement des stations de plus larges rivières agricoles situées davantage aux piedmont des Appalaches et du Bouclier canadien, soit la rivière des Envies, Aux Brochets, Yamaska, Richelieu, Du Nord, Petite-Nation, Châteauguay et d'autres stations des Basses-Terres (22) situées plus en aval telles les rivières Nicolet et Boyer. L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions méso-eutrophes, tels *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Cocconeis placentula*, *Nitzschia palea*,

Navicula minima et Nitzschia fonticola (Tableau 7 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs).

6.3.2 Communautés mésotrophes à l'automne

Le deuxième niveau de dissimilitude sépare les communautés 5 à 7 des communautés 8 à 10 surtout au niveau du pH, de la température et de la turbidité, ainsi que moindrement selon un gradient d'altération (Ptot, Ntot, Chlo-Atot, CON et SS. Les communautés 8 à 10 possèdent les pH, la conductivité, la turbidité, ainsi que les concentrations en Ptot, Ntot, Chlo-Atot, SS les plus faibles de toutes les communautés. Le pH et la température sont plus élevés dans les rivières des communautés 5 à 7 qui se localisent dans les Appalaches (31) et les Basses-Terres (24). Les relevés des groupes 8 à 10 se composent très majoritairement de relevés du Bouclier canadien (26) et de relevés des Basses-Terres (24) au piedmont du Bouclier canadien.. Les bassins versants des groupes 8 à 10 sont également les plus forestiers et les roches magmatiques dominant souvent ceux-ci. Les milieux humides sont particulièrement présents dans les bassins de la communauté 10. L'Annexe I énumère les taxa indicateurs des conditions mésotrophes ou oligotrophes acides et peu turbides, tels *Tabellaria flocculosa*, *Brachysira neoexillis*, *Fragilaria capucina* f.6, *Fragilaria capucina* f.5 et *Fragilaria capucina* var. *gracilis*, ainsi que les taxa indicateurs des conditions mésotrophes ou oligotrophes alcalines et un peu plus turbides, tels *Nitzschia sinuata* var. *tabellaria*, *Navicula cryptocephala*, *Fragilaria capucina* var. *vaucheria* et *Achnanthes deflexa* (Tableau 7 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs).

Communautés mésotrophes alcalines à l'automne

Le troisième niveau hiérarchique sépare les communautés 5 et 6 de la communauté 7 selon leur niveau d'altération, soit les communautés mésotrophes-alcalines de la communauté oligotrophes-alcalines. Les communautés 5 et 6 possèdent des concentrations en Ptot, en Ntot, en Chlo-Atot, en COD et une turbidité plus élevées que la communauté 7. Les bassins versants des communautés 5 et 6 sont également plus

populeux. Seuls la température et le pH diffèrent peu, ce qui atteste de la localisation des relevés des trois groupes sur la rive sud du Saint-Laurent. Aucun taxa n'est indicateur des conditions mésotrophes et alcalines, soit des groupes 5 et 6 à la fois.

Les communautés 5 et 6 semblent se différencier (niveau de différenciation 5) selon un gradient de pollution, soit que des stations de la communauté 6 sont les plus altérées. Les concentrations en Ntot et en Chlo-Atot diffèrent principalement. La population est plus importante dans les bassins versants des stations du groupe 6.

La communauté 5 est représentative de conditions mésotrophes-alcalines. Elle se compose de relevés de stations des Basses-Terres (9) surtout situées au piedmont des Appalaches et du Bouclier canadien. Certaines sont situées en milieu agricole telles les stations de la rivière Trout, Nicolet, Maskinongé, Du Loup et Aux Perles et d'autres en milieu urbain et plus en aval telles les rivières Etchemin à St-Romuald, Chaudière à Charny, et dans le Bouclier canadien et les Appalaches, telles les rivières Du Nord à Piedmont et Magog à Sherbrooke. L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions mésotrophes-alcalines, tels *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Nitzschia palea*, *Achnanthes deflexa*, *Nitzschia fonticola* et *Cocconeis placentula* (Tableau 7 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs). Le taxon *Achnanthes clevei* (ACLE) est moins dominant, mais également indicateurs de ces conditions.

La communauté 6 est également représentative de conditions mésotrophes-alcalines, mais plus altérées que celles du groupe 5. Elle représente surtout des relevés de stations des Basses-Terres situées au piedmont des Appalaches et du Bouclier canadien, dont les stations médianes de la rivière Chaudière et Assomption. Elle regroupe également la station aval de la rivière du Sud et, dans la partie sud des Appalaches, les rivières Coaticook, Massawippi et Magog à Sherbrooke. Ces relevés font partie, à parts égales, de relevés des Basses-Terres et Appalaches. L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions mésotrophes-alcalines tels *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Nitzschia palea*, *Melosira varians*, *Nitzschia*

sinuata var. *tabellaria* et *Cocconeis placentula* (Tableau 7 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs).

Communauté mésotrophe circumneutrale à l'automne

Le troisième niveau hiérarchique sépare les communautés 8 et 9 de la communauté 10 selon leur niveau d'altération, soit les communautés oligotrophes-acides de la communauté mésotrophe-acide. Les stations des communautés 8 et 9 présentent surtout des conductivités, des pH et des concentrations en COD plus faibles que celles du groupe 10. Le tableau 7 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs des conditions oligotrophes-acides, tels *Tabellaria flocculosa*, *Brachysira neoexillis*, *Fragilaria capucina* var. *gracilis*, *Navicula leptostriata*, *Fragilaria capucina* f.6 et *Fragilaria capucina* f.5.

La communauté 10 est représentative de conditions mésotrophes-acides avec de fortes concentrations en COD. Cette dernière se compose de relevés de provenances variées tels que les relevés des rivières Gentilly, du Bois Clair, aval de la rivière Batiscan et Saint-François en amont dans les Basses-Terres, ainsi que Saint-Denis et du Loup dans les Appalaches. La seule station du Bouclier canadien est la station amont de la rivière du Loup. L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions mésotrophes-acides avec de fortes concentrations en COD, tels *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Melosira varians*, *Nitzschia palea*, *Fragilaria nanana*, *Fragilaria construens* var. *venter*. Les taxa *Gomphonema parvulum*, *Navicula* sp.6, *Eunotia exigua* et *Fragilaria puchella* sont moins dominants, mais également indicateurs de ces conditions (Tableau 7 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs).

6.3.3 Communautés oligotrophes à l'automne

Communauté oligotrophe-alkaline à l'automne

La communauté 7 est représentative de la communauté de référence alcaline des Basses-Terres et des Appalaches. Elle représente surtout des stations à la tête de bassins

versants dans les Appalaches (18) telles les rivières Aux Cerises, Madawaska, Magog, Au Saumon, Chaudière, Cabano et Yamaska. La station amont de la rivière Richelieu est également représentée ainsi que la station amont de la rivière Maskinongé et aval de la rivière Petite-Nation. L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions oligotrophes-alcalines, tels *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Nitzschia sinuata* var. *tabellaria*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia fonticola* et *Cymbella microcephala* (Tableau 7 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs). Le taxon *Fragilaria brevistriata* est moins dominant, mais également indicateur des conditions de référence alcaline.

Communautés oligotrophes acide et circumneutrale à l'automne

Les communautés 8 et 9 semblent se différencier (niveau de différenciation 5) selon un gradient de pollution, soit que les relevés du groupe 8 sont légèrement plus altérés comme en témoigne surtout une différence importante en coliformes fécaux (moyenne de 177 UFC contre 318 UFC) et en turbidité (moyenne de 1,57 UNT contre 2,56 UNT).

La communauté 8 représente la communauté de référence circumneutrale des Basses-Terres. Certaines stations de cette communauté subissent la forte influence du Bouclier canadien en amont, dont les stations médianes et en aval de la rivière Sainte-Anne et la station médiane de la rivière du Loup. Les stations à la tête des rivières Du Diable, Du Lièvre et Maskinongé complètent cette communauté. L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions oligotrophes circumneutres, tels *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Navicula leptostriata*, *Nitzschia palea*, *Tabellaria flocculosa* et *Cymbella silesiaca* (Tableau 7 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs). Les taxa *Fragilaria construens* var. *construens*, *Nitzschia draveillensis*, *Navicula difficillima*, *Nitzschia nana* et *Nitzschia incognita* sont moins dominants, mais également indicateurs de ces conditions.

La communauté 9 est représentative de la communauté de référence acidophile vivant davantage dans le Bouclier canadien. Elle se compose principalement des stations à la tête de bassin dans le Bouclier canadien telles les rivières Saint-Maurice, Jacques-Cartier, Assomption, Des Envies, Du Loup, Saint-Charles, etc., ou au piedmont de celui-ci, dont la station en aval de la rivière Rouge et les stations médianes et aval de la rivière Saint-Maurice. L'Annexe I énumère les taxa dominants (en moyenne) en conditions oligotrophes-acides, tels *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Tabellaria flocculosa*, *Brachysira neoexilis*, *Fragilaria capucina* f.6, *Navicula leptostriata* (Tableau 7 de l'Annexe K énumère les taxa indicateurs). Les taxa *Fragilaria capucina* var. *gracilis* et *Fragilaria capucina* f.5, sont moins dominants, mais également indicateurs des conditions de référence acides à l'automne.

6.4 Discussion

Le suivi de l'efficacité des mesures de restauration des rivières et la détermination des objectifs biotiques de restauration des milieux aquatiques basés sur la structure des communautés de diatomées benthiques exige d'abord d'identifier les facteurs à l'origine de la variation de cette structure. Il fut d'abord démontré que la structure des communautés diffère (1) au printemps et à l'automne et (2) qu'elle diffère ensuite selon les caractéristiques environnementales (physico-chimie) de leur habitat. L'étude de la composition des communautés et des facteurs environnementaux à l'origine de la variation de structure de celles-ci a permis, par la suite, d'établir l'écologie des taxa de diatomées à l'origine de la formation des communautés types, au printemps et à l'automne. Ces analyses ont contribué à déterminer :

- (1) si la différenciation des relevés printanniers et automnaux n'est reliée qu'à la diversité plus faible au printemps ou également à une différence dans la composition taxonomique de celles-ci ;
- (2) quels facteurs environnementaux expliquent davantage les variations dans la structure des communautés ;

- (3) quelle est l'écologie des espèces dominantes et des espèces indicatrices de diatomées qui forment les communautés types du Québec méridional ;
- (4) quelles espèces doivent devenir graduellement dominantes dans le cadre de la restauration d'un cours d'eau (communautés de référence).

Finalement, ceci a permis d'évaluer la « qualité » des objectifs de référence fixés pour chaque groupe éco-physiographique (chapitre suivant). Chacune de ces hypothèses fera l'objet de la discussion.

L'Annexe L détaille l'écologie de 77 taxa de diatomées extrapolée à partir de leur distribution et leur valeur indicatrice dans les différents milieux. Ainsi, l'écologie des taxa les plus abondants dans les communautés printanières et automnales et les taxa fortement indicateurs d'un des niveaux hiérarchiques a été identifiée. Ce tableau indique également si les taxa sont plus abondants ou présents au printemps ou à l'automne. Finalement, l'écologie de ces taxa est appuyée ou contredit par des références pertinentes de la littérature.

6.4.1 Différences saisonnières des communautés de diatomées benthiques

L'établissement des communautés de référence biologiques européennes (ex. Descy, 2005 et Gosselain et al., soumis) fut réalisé sans tenir compte de l'influence saisonnière dans la formation des communautés types en raison de la faible variabilité des conditions climatiques et hydriques saisonnières affectant l'Europe de l'Ouest. Toutefois, les conditions hivernales québécoises ont pour effet d'occasionner un phénomène de recolonisation graduelle des substrats au printemps jusqu'à l'automne, période où la structure de la communauté atteint une stabilité favorisée par des conditions environnementales permettant l'établissement d'un plus grand nombre de taxa (Lavoie et al., 2003a). Ce phénomène semble expliquer la très faible diversité taxonomique des relevés printaniers (135 taxa) par rapport aux relevés automnaux (347 taxa) qui bénéficient d'une meilleure colonisation. Ainsi, les taxa dominants au printemps sont davantage colonisateurs, résistants aux températures plus faibles et aux

vitesses de courant élevées caractérisant ces mois d'échantillonnage, soit mai et juin. Ainsi, bien que présents en automne, certains taxa sont très dominants et indicateurs des conditions altérées printanières dont *Navicula lanceolata*, *Navicula gregaria*, *Nitzschia dissipata* var. *dissipata*, *Navicula cryptotenelloïdes* et *Surirella brebissonii*, alors que les taxa *Fragilaria capucina* var. *vaucheria*, *Diatoma moniliformis* et *Cymbella silesiaca* semblent préférer les conditions mésotrophes et oligotrophes alcalines printanières et *Fragilaria capucina* f.6 les milieux oligotrophes de cette même saison. À l'inverse, bien que présents au printemps, certains taxa sont très dominants et indicateurs des conditions altérées automnales tels *Nitzschia palea*, *Nitzschia fonticola*, *Cocconeis placentula*, *Navicula minima*, *Cyclotella meneghiniana* (également en Ontario par Rott, 1998) et *Nitzschia inconspicua*, alors que les taxa *Brachysira neoexilis* et *Navicula leptostriata*, bien que moins dominants que les taxa des milieux altérés, semblent préférer les milieux oligotrophes-acides et *Navicula cryptocephala* les milieux oligotrophes alcalins de l'automne.

Seules les communautés des milieux oligotrophes, et principalement oligotrophes-acides semblent ne pas varier outre mesure au niveau de la diversité et de la composition taxonomique selon les saisons. Les deux communautés des milieux oligotrophes-alcalins sont largement dominées par le taxon *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* et celles des milieux oligotrophes-acides sont dominées largement par les taxa *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* et *Tabellaria Flocculosa*, ce dernier étant le taxon indicateur des conditions acides le plus dominant au Québec et dans d'autres études menées au Nord-est des États-Unis et en Europe (Pan et al., 1996; Van Dam, 1994). Les autres taxa dominants, dans les milieux oligotrophes, varient d'une saison à l'autre, mais sont beaucoup moins dominants que les taxa *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* et *Tabellaria Flocculosa*. Toutefois, la carte de Kohonen globale comprenant les deux saisons semble démontrer une plus grande diversité et/ou des différences taxonomiques dans la composition des communautés types des milieux oligotrophes-alcalins, car la même station d'échantillonnage possède des relevés se situant dans des communautés types différentes au printemps et à l'automne (ex. rivière Trout dans les communautés 4 et 6), alors que les relevés des stations des milieux acides se trouvent dans la

communauté 5, printemps comme automne. Il semblerait que les conditions plus acides ont un effet limitant sur la diversité des taxa pouvant coloniser ces milieux.

Contrairement aux milieux oligotrophes, les taxa dominants des milieux altérés diffèrent d'une saison à l'autre. Par exemple, le taxon *Navicula lanceolata*, très dominant en milieux eutrophes, saprobes et turbides du printemps (groupes 1 et 11) est beaucoup moins dominant à l'automne dans des conditions d'altération semblables (groupe 11 et 1) dominées davantage par des taxa tels *Nitzschia palea* et *Nitzschia fonticola*.

Cependant, malgré ces différences de diversité (plus importante en automne) et de dominance des taxa entre les saisons, plus marquées en milieux altérés, les taxa indicateurs et dominants demeurent toutefois sensiblement les mêmes. La plupart des taxa dominants dans les communautés types des milieux altérés au printemps et à l'automne sont soit dominants ou présents dans l'autre saison et dans des conditions environnementales semblables. C'est le cas en milieu altéré des taxa *Navicula lanceolata*, *Nitzschia palea* et *Nitzschia fonticola*. Le taxon *Nitzschia sinuata* var. *tabellaria* dominant dans les milieux oligotrophes-alcalins automnaux l'est beaucoup moins au printemps, mais tout de même présent dans des conditions semblables.

En somme, c'est une combinaison des conditions physico-chimiques, de vitesse de courant et le phénomène de colonisation qui agissent comme facteurs de différenciation dans la composition taxonomique des communautés. L'automne présente un étiage permettant la concentration des constituants chimiques, des vitesses de courants moindre et une stabilité plus grande des communautés de diatomées. Elle représente donc les conditions les plus sévères auxquelles doivent faire face les écosystèmes aquatiques. En ce sens, les objectifs de restauration devraient être préférablement fixés à l'automne mais, en milieu oligotrophe, les objectifs pourraient également s'appliquer au printemps.

6.4.2 Grands facteurs de différenciation des communautés types

L'analyse des caractéristiques environnementales des communautés types a démontré que les communautés de diatomées des cours d'eau altérés diffèrent fortement des communautés des cours d'eau moins et peu altérés (de référence). En milieux altérés, elles varient davantage selon le niveau de pollution organique, d'eutrophisation et de turbidité. Les communautés moins altérées (mésotrophes) et de milieux de référence (oligotrophes) diffèrent surtout selon leur niveau d'altération et les communautés de référence diffèrent surtout au niveau du pH et du carbone organique dissous.

Les communautés des milieux altérés et moins altérés ont des bassins versants qui se retrouvent en grande majorité en milieux agricole et/ou urbain des Basses-Terres et des Appalaches. Les communautés des milieux les plus eutrophes et saprobes sont localisées principalement dans les stations agricoles des Basses-Terres, surtout dans la région naturelle de la Plaine du haut Saint-Laurent (dépôts marins). La pollution organique semble directement reliée aux pressions agricoles exercées par l'épandage de fumier, par une forte utilisation de fertilisants et par la présence de pâturage. Les stations des communautés des milieux mésotrophes sont surtout situées dans les vastes bassins versants peuplés et/ou agricoles (groupes 5 et 6 des deux saisons) tels les stations en aval des rivières Richelieu, Magog à Sherbrooke, Chaudière, Du Nord, etc. Les variations de pH entre les communautés des milieux oligotrophes acides et oligotrophes alcalins s'expliquent surtout par la géologie dominante dans le bassin versant. Les bassins versants des communautés acidophiles se composent très fortement de roches magmatiques plutoniques (groupe 8 : médiane de 43%, groupe 9 médiane de 71%) qui n'offre pas de capacité tampon. Ce type de roche compose surtout les bassins versants du Bouclier canadien, alors que ce groupe géologique est peu présent dans les bassins versants des Appalaches et des Basses-Terres, soit des milieux alcalins (groupe 7 : médiane de 7%). Toutefois, certaines stations des Appalaches, et les stations amont des rivières Saint-Denis dans le Bas-Saint-Laurent et Etchemin et des Basses-Terres, telles les stations des rivières Gentilly et Du Chêne, possèdent des communautés de milieux

acides (groupes 9 et groupes 8 du printemps et 10 de l'automne). Les bassins versants des stations des Basses-Terres possèdent des superficies importantes occupées par les milieux humides, ce qui semble expliquer la forte concentration en COD (Wetzel, 2001) et donc possiblement l'acidité de l'eau. Le bassin versant de la rivière Etchemin est majoritairement forestier et se compose fortement de roches plutoniques (61%) et de till (100%), ce qui semble expliquer, tout comme les bassins versants du Bouclier canadien, sa faible capacité tampon. Finalement, le bassin versant de la rivière Saint-Denis se compose entièrement de roches magmatiques alcalines recouvertes de till (93%) et est très fortement forestier (92%), donc cette acidité des eaux pourrait s'expliquer par les acides humiques en provenance du milieu forestier (Wetzel, 2001) qui vient contrebalancer l'alcalinité d'origine de la roche-mère. En somme, mis à part ces cas particuliers, les communautés acidophiles se trouvent dans les milieux ayant une faible capacité tampon, celle-ci occasionnée par les roches magmatiques plutoniques localisées principalement dans le Bouclier canadien. Cette acidité ne doit toutefois pas être réduite par les apports salins d'origine anthropique, comme c'est souvent le cas en milieu agricole et urbain. Par exemple, le bassin versant de la station d'embouchure de la rivière Etchemin se compose majoritairement de roches magmatiques plutoniques (56%), de till (75%) et de forêt (71%), mais la superficie agricole (25%) et la population (environ 44 800 habitants) suffisent à établir un pH moyen de 8,06 au printemps et de 8,55 à l'automne.

Les résultats confirment les hypothèses, soit que les communautés diffèrent selon le type et le degré de pollution en milieux altérés et au niveau des variables reliées à la physiographie du bassin versant en milieux de référence, dont le pH qui varie en fonction de la géologie (roches magmatiques plutoniques) et le carbone organique dissous qui varie selon les superficies forestières et les superficies en milieux humides.

Ces variations de la structure des communautés de diatomées selon les paramètres environnementaux (surtout chimiques) justifient l'utilisation de la structure des communautés de diatomées comme indicateurs de la qualité des milieux aquatiques.

6.4.3 Écologie des taxa de diatomées dominants et indicateurs de conditions d'altération du Québec méridional

Il fut démontré que certains taxa sont dominants et/ou indicateurs de certaines conditions environnementales et forment ainsi des communautés typiques de certains milieux. La connaissance de l'écologie des taxa présents dans un cours d'eau en un endroit particulier donne une bonne indication du niveau d'altération (conditions environnementales) de celui-ci au niveau physico-chimique et biologique. L'écologie de certains taxa fut donc déterminée (Annexe L) et comparée à celle décrite dans la littérature. Les taxa les plus abondants et/ou indicateurs de certaines conditions environnementales et dont la littérature fait le plus souvent référence sont décrits dans la partie suivante.

- **Taxa des milieux altérés**

Les taxa indicateurs des milieux altérés furent classés en plusieurs catégories selon un gradient de dégradation.

- **Taxa des milieux eutrophes, saprobes et turbides**

1. **Taxa généralistes**

Nitzschia palea (NPAL) et *Nitzschia fonticola* (NFON) sont les seuls taxa généralistes, soit qu'ils peuvent être présents et/ou abondants dans tous les milieux du Québec méridional, mais augmentent leur abondance avec le niveau de dégradation. Toutefois, *Nitzschia palea* (NPAL) est également présents dans les milieux oligotrophes. La littérature confirme son abondance en milieu dégradé (NPAL : Rott, 1998 ; Winter et al., 2003 ; van Dam et al., 1994 ; Leland et Porter, 2000; Kelly, 1998 et NFON : McCormick et Stevenson, 1998; Krstic et Stojanovski, 1999), mais pas son caractère généraliste. Nous croyons que l'abondance de ce taxa est fortement reliée à la concentration en COD des eaux qui est habituellement plus élevée en milieux altérés en

raison de la pollution organique, mais peut être élevée en conditions oligotrophes (ex. communautés 8 au printemps et 10 à l'automne) dans les bassins versants fortement forestiers ou en présence de milieux humides. Par exemple, les abondances les plus importantes de *Nitzschia palea* (NPAL) au printemps et en automne se trouvent dans les conditions les plus dégradées avec des concentrations élevées en COD (communautés 1 et 11 au printemps et 1, 2 et 11 à l'automne) et en conditions oligotrophes acides avec des concentrations en COD (communautés 8 au printemps et 10 à l'automne). En somme, la présence de ce taxa ne semble pas directement reliée à la dégradation d'un cours d'eau. La signification de sa présence pourrait être justifiée en fonction de l'ensemble de la structure de la communauté. Sa cohabitation avec des taxa indicateurs des milieux oligotrophes est indicatrice de milieux ayant une forte concentration en COD, alors qu'avec des taxa indicateurs de milieux altérés, elle semble indicatrice de conditions altérées avec de fortes concentrations en COD.

2. Taxa présents en conditions mésotrophes à eutrophes

Plusieurs taxa ne sont présents et/ou abondants que dans les milieux mésotrophes à eutrophes, ils sont indicateurs de conditions altérées, mais leur abondance croît avec le niveau de dégradation pour atteindre une abondance maximale en milieux eutrophes, saprobes et turbides. Parmi ceux-ci, les taxa *Navicula gregaria* (NGRE) et *Navicula lanceolata* (NLAN; Carpenter et Waite, 2000; Kelly, 1998; Rott, 1998) sont particulièrement abondants et dominants au printemps, alors que *Cyclotella meneghiana* (CMEN; Leland et al., 2001; Rott, 1998; Prygiel et Coste, 1993) et *Navicula viridula* var. *rostellata* (NVRO) le sont davantage à l'automne. Rott (1998) spécifie que *Cyclotella meneghiana* (CMEN) se trouve surtout dans les milieux à température élevée, alors que Kelly (1998) et Prygiel et Coste (1993) spécifient que ce dernier ne tolère que de faibles vitesses de courant. Ces caractéristiques expliquent en grande partie l'abondance de ce taxon beaucoup plus importante dans les petits cours d'eau agricoles à l'automne (groupe 2).

3. Taxa indicateurs des milieux eutrophes, saprobes et turbides

Les taxa *Surirella brebissonii* (SBRE), *Melosira varians* (MVAR), *Navicula schroeteri* (NSHR), *Navicula recens* (NRCS) et *Navicula viridula* var. *germainii* (NVGE) ne sont présents et/ou abondants qu'en milieux altérés, mais augmentent leur abondance avec le niveau de dégradation pour atteindre leur abondance maximale, et être indicateurs, des milieux eutrophes, saprobes et turbides. Les taxa *Surirella brebissonii* (SBRE) et *Melosira varians* (MVAR) sont plus abondants, le premier au printemps et l'autre à l'automne. L'écologie de *Surirella brebissonii* (SBRE) est semblable à celle décrite par Rott (1998) dans les rivières de l'Ontario, soit qu'il est un taxon dominant au printemps et dans les milieux à forte concentration en nitrates. *Melosira varians* (MVAR) est décrit comme un taxon hétérotrophe à l'azote (Leland et al., 2001) et faiblement attaché au substrat, donc susceptible aux variations de vitesses de courant (Biggs et Thomsen, 1995). Ces caractéristiques expliquent leur présence spécifique aux milieux agricoles eutrophisés et saprobes. Toutefois, Dixit (1988) a également noté la présence de *Melosira varians* (MVAR) dans des lacs acidophiles au Québec, ce qui pourrait indiquer que ce taxon est particulièrement indicateur des eaux calmes. Pour leur part, *Navicula schroeteri* (NSHR), *Navicula recens* (NRCS) et *Navicula viridula* var. *germainii* (NVGE) sont des taxa peu abondants, mais leur simple présence est indicatrice de conditions très dégradées (Leland, 1994 et 2001). *Navicula viridula* var. *germainii* (NVGE) peut également être présent en milieux mésotrophes, ce qui est moins probable pour les autres taxa.

- Taxa plus abondants en milieux eutrophes/méso-eutrophes

4. Taxa généralistes en milieu alcalin

Les taxa *Achnanthes lanceolata* (ALAN), *Navicula capitatoradiata* (NCPR), *Cocconeis placentula* (CPLA), *Navicula minima* (NMIN), *Navicula cryptotenelloides* (NCTO), *Nitzschia sociabilis* (NSOC), *Nitzschia dissipata* var. *dissipata* (NDIS) sont présents et/ou abondants dans l'ensemble des milieux alcalins, donc n'évitent que les

milieux acides. Ils sont toutefois indicateurs de conditions altérées, mais plus abondants en conditions eutrophes/méso-eutrophes, ils tolèrent moins la pollution organique. Ces taxa montrent toutefois des différences dans leur écologie. *Achnanthes lanceolata* (ALAN), *Navicula capitatoradiata* (NCPR) semblent supporter mieux que les autres des conditions d'eutrophisation, de turbidité et de pollution organique se manifestant par des abondances importantes dans ces milieux au printemps pour *Achnanthes lanceolata* (ALAN) et à l'automne pour *Navicula capitatoradiata* (NCPR). Ceci concorde avec certaines études qui tendent à décrire *Achnanthes lanceolata* (ALAN) comme un taxon de milieux eutrophes (Fleuve Saint-Laurent; Reavie et Smol, 1998) et à pH élevé (Winter et al., 2003). Pour leur part, *Cocconeis placentula* (CPLA) et *Navicula minima* (NMIN) sont plus abondants à l'automne, alors que *Navicula cryptotenelloides* (NCTO), *Nitzschia sociabilis* (NSOC) et *Diatoma vulgaris* (DVUL) le sont plus au printemps. Des études tendent à décrire *Cocconeis placentula* (CPLA) comme un taxon de milieux à pH élevé (Winter et al., 2003), à température élevée, à forte concentration en phosphore, à turbidité élevée (Rott, 1998) et un taxon résistant aux perturbations physiques (Biggs et Thomsen, 1995), alors que Krstic et Stojanovski (1999), Lange-Bertalot (1979) et Van Dam et al. (1994) le décrivent davantage comme un taxon des milieux oligotrophes à méso-eutrophes. *Diatoma vulgaris* (DVUL) est décrit comme un taxon généraliste retrouvé dans de fortes vitesses de courant ([Palmer, 1969; Kelly et al., 1995; Butcher, 1947; Fjerdinstad, 1964] cités par Vis et al., 1998a) et en milieux mésosaprobe-saprobies (Macédonie; Krstic et Stojanovski, 1999), ce qui concorde assez bien avec notre écologie pour ces deux derniers taxa. Finalement, *Nitzschia dissipata* var. *dissipata* (NDIS) est indicateur des milieux eutrophes/méso-eutrophes au printemps, et mésotrophes et oligotrophes alcalins de l'automne. Sa présence est indicatrice de conditions oligotrophes-alcalines à eutrophes/méso-eutrophes alcalines.

5. Autres taxa présents en milieux mésotrophes à eutrophes

Les taxa *Navicula subminuscula* (NSBM), *Cocconeis pediculus* (CPED), *Rhoicosphenia abbreviata* (RABB) et *Nitzschia amphibia* (NAMP) démontrent des écologie semblables aux taxa cités précédemment, soit qu'il sont présents en milieux

mésotrophes à eutrophes, davantage indicateurs de conditions altérées, mais plus abondants en conditions méso-eutrophes, surtout en automne. Toutefois, ce sont des taxa généralement peu abondants et presque absents dans les milieux oligotrophes de la présente étude. L'écologie de ces taxa concorde assez bien avec l'écologie décrite dans la littérature. *Navicula subminuscula* (NSBM) est décrit par Kelly (2002) comme un taxon motile et présent en milieu eutrophe, alors que *Cocconeis pediculus* (CPED) est décrit par Rott (1998) comme un taxon de milieux à température de l'eau élevée, à forte concentration en phosphore et à turbidité élevée. *Rhoicosphenia abbreviata* (RABB) est un taxon qu'on a observé dans certaines études en milieux à fortes vitesses de courant, enrichis par les nutriments et la pollution organique ([Krstic et Stojanovski, 1999 ; Palmer, 1969; Kelly et al., 1995; Butcher, 1947; Fjerdinstad, 1964] cités par Vis et al., 1998a) et *Nitzschia amphibia* (NAMP) est qualifié de taxon hétérotrophe à l'azote et mésosaprobe-saprobe (Krstic et Stojanovski, 1999).

La présence des taxa *Amphora pediculus* (APED) et *Navicula cryptotenella* (NCTE) indique spécifiquement que des milieux aquatiques sont eutrophes/méso-eutrophes. Toutefois, bien que plus abondants dans ces conditions, ces taxa sont rares et présents dans des milieux différents dans l'ensemble. *Amphora pediculus* (APED) est davantage présent en milieux altérés et *Navicula cryptotenella* (NCTE) en milieux eutrophes/méso-eutrophes à oligotrophes alcalins. Leur écologie est semblable à celle décrite dans d'autres études. *Amphora pediculus* (APED) est décrit comme un taxon de milieux à forte concentration en phosphore (Wunsam, 2002), mais intolérante à la matière organique (Kelly, 1998) et *Navicula cryptotenella* (NCTE) comme un taxon de milieux à concentration modérée de nitrates (Rott, 1998).

- Taxa des milieux mésotrophes et oligotrophes

Les taxa indicateurs des milieux mésotrophes et oligotrophes furent séparés en plusieurs catégories selon un gradient de dégradation. La présence et davantage l'abondance et la dominance de ces taxa est directement indicatrice de conditions de référence biologiques.

6. Taxa généralistes

Fragilaria capucina var. *vaucheria* (FCVA), *Cymbella silesiaca* (CLSE), *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* (AMIN) et *Fragilaria ulna* (FULN) sont des taxa généralistes, soit qu'ils sont présents et/ou abondants dans tous les milieux du Québec méridional (ou presque), mais sont indicateurs des milieux mésotrophes et oligotrophes. Certaines particularités différencient ces taxa. *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* (AMIN) est particulièrement abondant dans l'ensemble des milieux et dominant en milieux oligotrophes, tandis que *Cymbella silesiaca* (CLSE) est indicateur de conditions mésotrophes du printemps et indicateur de conditions mésotrophes et oligotrophes acides de l'automne, donc des milieux mésotrophes et oligotrophes en général. *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* (AMIN) est reconnu comme un taxon de milieu oligotrophe (Wunsam et al., 2002 ; Kelly et Whitton, 1995b), de faible conductivité (Leland, 1994) et résistant aux perturbations physiques (Peterson et Stevenson, 1992) et *Cymbella silesiaca* (CLSE) comme un taxon de milieu circumneutral (Wunsam et al., 2002) et de faible pollution (Fleuve Saint-Laurent; Reavie et Smol, 1998a), ce qui confirme nos résultats. Finalement, *Fragilaria capucina* var. *vaucheria* (FCVA) et *Fragilaria ulna* (FULN) sont indicateurs de conditions mésotrophes et oligotrophes plus alcalines. Le premier est reconnu comme un taxon tolérant à une pollution modérée (Rott, 1998) et avec un faible optimum d'azote (Leland, 1994), alors que *Fragilaria ulna* (FULN) tolère un pH neutre à élevé (Winter et al., 2003), un faible optimum d'azote et une faible conductivité (Leland, 1994), ce qui confirme également nos résultats.

7. Taxa indicateurs des milieux mésotrophes et oligotrophes

Les taxa *Fragilaria capucina* f.3 (FCAPF3), *Fragilaria capucina* f.6 (FCAPF6) et *Fragilaria capucina* f.5 (FCAPF5) n'évitent que les milieux eutrophes, saprobes et turbides et ils sont indicateurs de conditions mésotrophes et oligotrophes, mais ils augmentent leur abondance en milieux oligotrophes. Certaines particularités différencient ces taxa. *Fragilaria capucina* F3 (FCAPF3) est peu abondant, mais

davantage en conditions oligotrophes-acides à l'automne, *Fragilaria capucina* f.6 (FCAPF6) est plus abondant dans les milieux oligotrophes au printemps et oligotrophes-acides de l'automne et *Fragilaria capucina* f.5 (FCAPF5) est davantage indicateur, et abondant, en conditions oligotrophes en général. Il faudra toutefois identifier ces taxa afin d'être en mesure de comparer leur écologie avec celle décrite dans la littérature.

8. Taxa indicateurs des milieux alcalins

Certains taxa tels *Gomphonema olivaceum* var. *olivaceoides* (GOOL), *Diatoma moniliformis* (DMON), *Navicula cryptocephala* (NCRY), *Achnanthes deflexa* (ADEF), *Diatoma tenuis* (DTEN), *Nitzschia sinuata* var. *tabellaria* (NSIT) et *Cymbella microcephala* (CMIC), sont davantage présents en milieux alcalins et indicateurs des milieux mésotrophes et/ou oligotrophes alcalins. Certaines particularités différencient ces taxa. *Navicula cryptocephala* (NCRY), *Cymbella microcephala* (CMIC), *Achnanthes deflexa* (ADEF) sont présents dans l'ensemble des conditions mésotrophes et oligotrophes, alcalines ou acides, mais sont davantage indicateurs, et abondants, en conditions mésotrophes et oligotrophes alcalines. *Achnanthes deflexa* (ADEF) est toutefois spécifiquement indicateur des milieux oligotrophes alcalins. *Gomphonema olivaceum* var. *olivaceoides* (GOOL) et *Diatoma moniliformis* (DMON) sont présents dans tous les milieux alcalins, mais plus abondants dans les milieux oligotrophes alcalins. *Diatoma tenuis* (DTEN) et *Nitzschia sinuata* var. *tabellaria* (NSIT) ne sont présents qu'en conditions mésotrophes et oligotrophes alcalines et plus abondants en conditions mésotrophes et oligotrophes alcalines pour *Diatoma tenuis* (DTEN) et dans les milieux oligotrophes-alcalins pour *Nitzschia sinuata* var. *tabellaria* (NSIT). L'écologie de ces espèces est toutefois peu documentée dans la littérature. Potapova et Charles (2003) ont décrits *Gomphonema olivaceum* var. *olivaceoides* (GOOL) comme un taxon de milieux à faible conductivité et Prygiel et Coste (1993) ont décrits *Nitzschia sinuata* var. *tabellaria* (NSIT) comme un taxon polluo-sensible, ce qui concorde bien avec l'écologie décrite dans cette étude. Cependant, Winter et al., (2003) ont décrits *Navicula cryptocephala* (NCRY) comme un taxon de milieu à pH neutre à élevé et

Leland et al. (2001) comme un taxon indicateur d'enrichissement en nutriments, ce qui diffère sensiblement de l'écologie décrite dans cette étude.

9. Taxa indicateurs des milieux acides

Tabellaria flocculosa (TFLO), *Navicula leptostriata* (NLST), *Fragilaria puchella* (FPUL), *Eunotia exigua* (EEXI), *Brachysira neoexilis* (BNEO), *Achnanthes subatomoides* (ASAT) et *Eunotia bilunaris* (EBIL) sont des taxa davantage présents en milieux acides et indicateurs des milieux mésotrophes et/ou oligotrophes acides. *Tabellaria flocculosa* (TFLO) et *Navicula leptostriata* (NLST) sont les plus abondants. *Tabellaria flocculosa* (TFLO) est présent presque uniquement en milieu oligotrophe-acide, dans lequel il est davantage indicateur et abondant, alors que *Navicula leptostriata* (NLST) est présent dans l'ensemble des conditions mésotrophes et oligotrophes, mais indicateur, et abondant, en conditions oligotrophes-acides. *Tabellaria flocculosa* (TFLO) représente ainsi l'indicateur privilégié des conditions oligotrophes-acides dans lesquels il est presque toujours présent. Pan et al. (1996) et Van Dam (1994) le décrivent également comme un taxon de milieux oligotrophes et de pH acides. Parmi les taxa moins abondants, *Fragilaria puchella* (FPUL), *Achnanthes subatomoides* (ASAT) et *Eunotia bilunaris* (EBIL) sont présents dans l'ensemble des milieux mésotrophes à oligotrophes, mais sont davantage indicateurs de conditions mésotrophes-acides pour *Fragilaria puchella* (FPUL), alors que *Achnanthes subatomoides* (ASAT) et *Eunotia bilunaris* (EBIL) sont davantage indicateurs de conditions oligotrophes-acides. Finalement, *Eunotia exigua* (EEXI) et *Brachysira neoexilis* (BNEO) ne sont présents qu'en milieux mésotrophes et oligotrophes-acides. *Eunotia exigua* (EEXI) est indicateur de conditions mésotrophes et oligotrophes-acides, alors que *Eunotia exigua* (EEXI) est spécifiquement indicateur des conditions oligotrophes-acides. La plupart de ces taxa sont reconnus dans la littérature comme étant indicateurs de milieux acides, tels *Navicula leptostriata* (NLST) et *Brachysira neoexilis* (BNEO) par Reavie et Smol (2001) et *Eunotia bilunaris* par Van Dam et al. (1994) et Winter et al. (2003). Pour sa part, *Eunotia exigua* (EEXI) est reconnu comme un taxon de milieux très acides par Dixit et al. (1988) et Gosselain et al. (soumis) et présent dans les eaux de drainage minières par Potapova et Charles

(2003), ce qui fait de sa simple présence une indication d'une acidité très importante des eaux. Finalement, *Achnanthes subatomoides* (ASAT) est décrit comme un taxon de milieux à eau colorée (Wunsam et al., 2002), ce qui indique que cette dernière préfère également les milieux à fortes concentrations en COD.

7. Établissement de conditions de référence biologiques à partir de la structure des communautés de diatomées benthiques

Le troisième objectif de cette étude fut d'établir les conditions biologiques de référence des rivières dégradées. Ces communautés de référence constituent des objectifs biologiques de restauration adaptés à chacun des types éco-physiographiques.

Les moyennes des paramètres physico-chimiques de chaque communauté type des cartes de Kohonen furent représentées à titre indicatif uniquement. Le tableau 7 présente les statistiques descriptives des moyennes physico-chimiques automnales qui permettent d'évaluer le niveau de dégradation des communautés types de diatomées entre les écorégions. La composition entière des communautés de référence est disponible à l'Annexe M pour chaque groupe éco-physiographique. Il est important de porter attention aux valeurs minimales et maximales et aux valeurs médianes des taxa, car la moyenne est parfois très influencée par les valeurs extrêmes.

Tableau 7 : Statistiques descriptives des valeurs physico-chimiques (moyennes saisonnières de trois ans) automnales des trois écorégions

	Bouclier canadien			Appalaches			Basses-Terres du Saint-Laurent		
Statistiques	Min	Max	Médiane	Min	Max	Médiane	Min	Max	Médiane
P-TOT	0.013	0.028	0.017	0.012	0.457	0.024	0.014	1.001	0.051
NH ₃	0.02	0.09	0.02	0.02	0.70	0.03	0.02	2.83	0.04
N-TOTF	0.15	0.48	0.21	0.16	5.25	0.41	0.19	5.15	0.63
CHLO-ATOT	1.4	7.7	2.5	1.3	22.1	4.1	1.4	62.5	7.3
PH	6.5	7.8	7.3	7.3	8.9	7.9	6.8	9.0	8.1
TEMP	15.7	22.2	20.2	12.5	24.6	20.2	12.6	24.5	21.5
TUR	0.4	5.3	1.3	0.5	26.2	2.5	0.7	58.0	5.6
O ₂ %	84.7	110.2	96.4	74.8	170.0	104.0	56.9	183.6	100.0
SS	2.0	6.3	2.4	2.0	131.5	2.8	2.0	130.0	7.3
CF	2.8	925.0	43.8	14.0	1988.2	144.4	6.5	5433.3	277.0
COD	3.2	7.2	4.6	2.8	13.6	6.0	2.8	21.1	6.0

7.1 Communautés de référence du Bouclier canadien à l'automne

L'algorithme des SOM a regroupé les 29 relevés échantillonnés à l'automne 2002 et 2003 aux stations du Bouclier canadien dans les 24 cellules prédéterminées. La *U-matrix* et la classification descendante hiérarchique de Ward ont ensuite permis de regrouper les cellules en 7 communautés types (coupure à 1 unité sur l'échelle de Ward) (Annexe N et Figure 33).

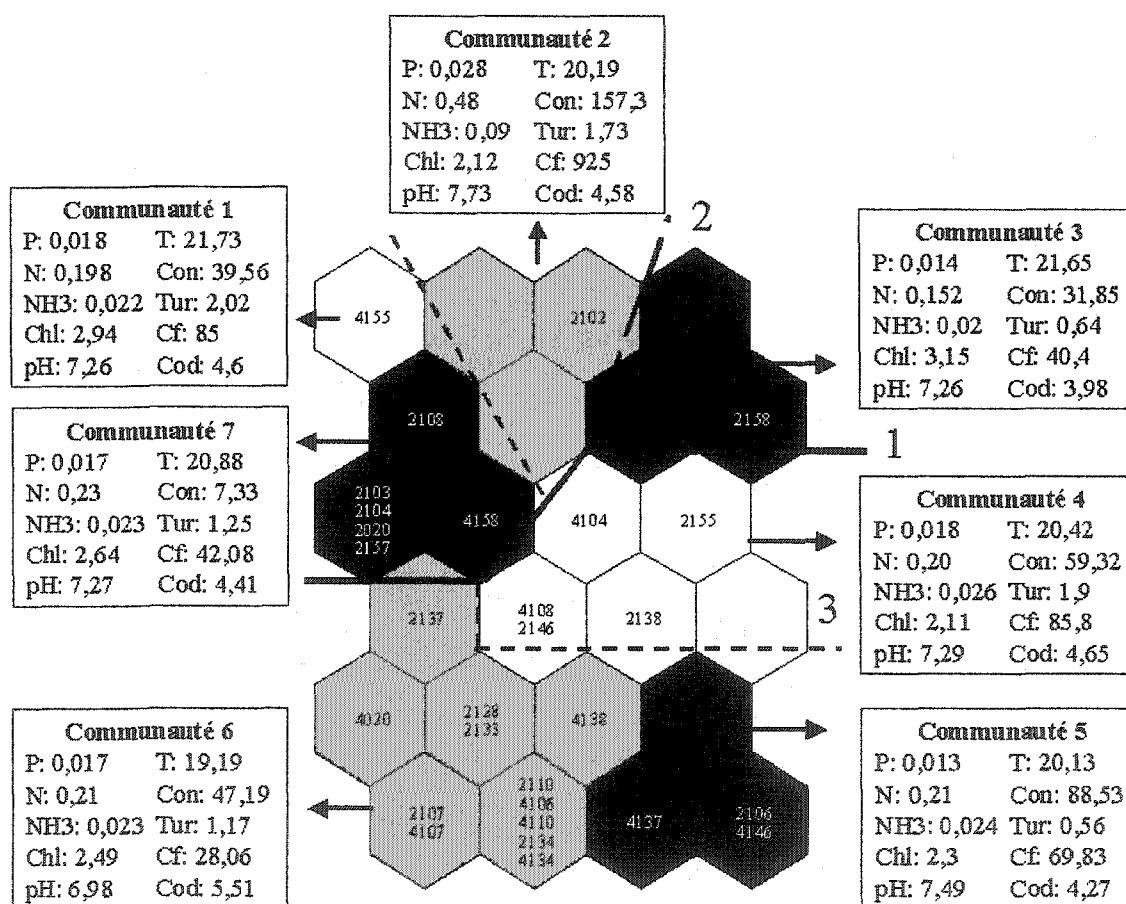


Figure 33 : Représentation schématique des 7 communautés types du Bouclier canadien à l'automne créées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen. Les valeurs des paramètres physico-chimiques apparaissent dans les encadrés. Les chiffres non-encadrés représentent les niveaux de différenciation des communautés. Les nombres à 4 chiffres dans les cellules représentent les numéros d'identification des relevés d'échantillonnage. P : phosphore total, N : azote total, NH₃ : azote ammoniacal, Chl : Chlorophylle-A total, T : température, Con : conductivité, Tur : turbidité, Cf : coliformes fécaux, Cod : carbone organique dissous.

Tableau 8 : Valeurs propres des quatre axes des analyses canoniques des correspondances réalisées à partir des taxa et des variables environnementales ayant une influence significative sur la variance de leur structure à l'automne dans les stations (1) du Bouclier canadien, (2) des Appalaches et (3) des Basses-Terres du Saint-Laurent

	% de variance	Bouclier canadien automne		Appalaches automne		Basses-Terres du Saint-Laurent automne	
		Physico-chimie (actives)	Variables physiographiques (passives)	Physico-chimie (actives)	Variables physiographiques (passives)	Physico-chimie (actives)	Variables physiographiques (passives)
Des données d'espèces	Axe 1	9,4	11	6,5	7	6,6	3,1
	Axe 2	7,2	5,9	4,1	4,1	4	2,2
	Axe 3	5,1	5,5	3,3	3,2	3,3	2,2
	Axe 4	5	3,5	2,7	3	2,7	1,6
	Cumulatif	26,7	25,9	16,6	17,3	16,6	9,1
Des relations espèces-environnement	Axe 1	21,5	42,5	30,9	40,6	31,8	22,5
	Axe 2	16	22,8	19,8	23,6	19,8	16,6
	Axe 3	11,8	20,9	15,5	18,6	15,8	15,6
	Axe 4	11,2	13,8	13,1	17,2	12,9	11,7
	Cumulatif	60,9	100	79,3	100	80,3	66,4

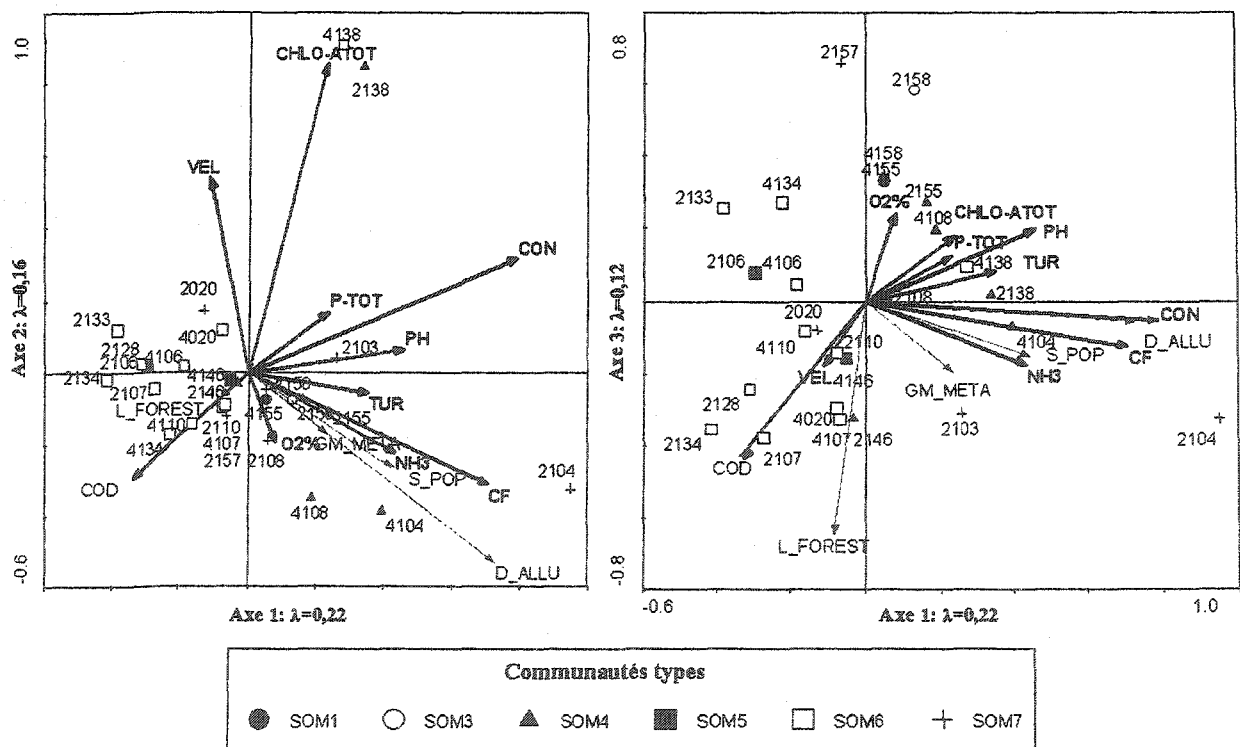


Figure 34 : Analyse canonique des correspondances représentant la position des stations d'échantillonnage du Bouclier canadien en fonction des paramètres physico-chimiques et environnementaux. La longueur

des gradients (flèches) est fonction de l'écart entre les plus fortes et les plus faibles valeurs pour un paramètre. Les communautés types sont représentées par différents pictogrammes.

Les communautés furent ensuite représentées à l'aide d'une analyse canonique des correspondances (ACC) en incluant les variables physico-chimiques sélectionnées en tant que variables actives et les variables de bassin versant préalablement sélectionnées en tant que variables passives (Figure 34). Les relevés des stations médianes des rivières Saint-Charles (2137 et 4137) et Du Nord (2102) ont été enlevés de l'ordination car elles possèdent des valeurs trop élevées pour la conductivité, l'azote ammoniacale et les coliformes fécaux. Les variables physico-chimiques retenues par la sélection ascendante sont la conductivité et la Chlo-Atot. Nous avons préservé les variables non-redondantes, soit le phosphore total, le pH, le NH_3 , la turbidité, les CF, le COD, l' $\text{O}_2\%$ et la vitesse de courant afin d'être en mesure d'identifier les relevés d'échantillonnage des milieux les moins altérés. Les variables caractérisant les bassins versants et l'habitat sont les superficies forestières, en roches magmatiques métamorphiques, en alluvions et la population par bassin versant. Les quatre premiers axes de l'ordination résument 26,7% de la variance observée dans les communautés de diatomées. Ces quatre axes expliquent 61% de la relation entre les taxa et les variables environnementales sélectionnées. La valeur propre du premier axe (λ_1) est de 0,22 et cet axe peut être interprété essentiellement comme un axe d'eutrophisation et de pollution organique. La valeur propre du deuxième axe (λ_2) est de 0,16 (Tableau 8). Les relevés de référence sont ceux à gauche de l'ordination, soit qu'ils présentent les plus faibles concentrations en nutriments et en pollution organique. Les milieux de référence varient selon leur acidité, leur Chlo-Atot et leur concentration en COD (axe 2), soit que les milieux de référence moins acides du Bouclier canadien ont une plus forte concentration en Chlo-Atot et une concentration en COD plus faible.

Les relevés exclus correspondent à ceux présents dans les communautés 1, 2, 3, 4 et 7 de la carte de Kohonen des communautés types automnales du Bouclier canadien (Figure 33). Ceux-ci ne furent donc pas considérés à titre de relevé de référence car ils se localisent à l'extrémité droite de la ACC, soit qu'ils représentent les relevés des milieux plus altérés. Les relevés des groupes 5 et 6 de la carte de Kohonen furent utilisés pour la

formation des communautés de référence de chaque groupe éco-physiographique du Bouclier canadien. Les relevés des milieux les moins altérés et les taxa les plus susceptibles d'être présents en conditions naturelles furent identifiés pour chaque groupe éco-physiographique du Bouclier canadien dans le tableau 9.

Tableau 9 : Identification des relevés de référence et des taxa les plus susceptibles d'être présents dans les rivières de chaque groupe éco-physiographique du Bouclier canadien en automne. La description détaillée de la composition de chaque groupe éco-physiographique est disponible dans l'Annexe M.

Groupes éco-physiographiques	Relevés de référence	Stations	Taxa les plus susceptibles d'être présents en conditions de référence
1-5	4020 2106 et 4106	Des Envies (amont) De la Petite Nation (amont)	<i>Tabellaria flocculosa</i> , <i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i> , <i>Brachysira neoexilis</i> , <u><i>Cymbella microcephala</i></u> , <i>Fragilaria bidens</i>
2	4146 4138 4137 2133	Assomption Saint-Charles (amont) Saint-Charles (médiane) Noire	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i> , <i>Tabellaria flocculosa</i> , <i>Diatoma moniliformis</i> , <i>Brachysira neoexilis</i> , <u><i>Navicula leptostriata</i></u> , <u><i>Cymbella microcephala</i></u>
3	2128 2134 et 4134	Saint-Maurice Jacques-Cartier	<i>Tabellaria flocculosa</i> , <i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i> , <i>Brachysira neoexilis</i> , <i>Eunotia pectinalis</i> , <i>Fragilaria capucina</i> f.5
4	2110 et 4110 2107 et 4107	Gatineau Du Lièvre	<i>Tabellaria flocculosa</i> , <i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i> , <i>Brachysira neoexilis</i> , <i>Fragilaria capucina</i> f.5 <i>Fragilaria capucina</i> f.6

Il est à noter que les groupes 1 et 5 ont les mêmes relevés de référence car ils répondent aux critères le permettant, soit qu'ils possèdent moins de cinq stations d'échantillonnage et qu'ils sont peu différents (niveau de dissimilitude 5).

Les relevés représentant les milieux les plus altérés selon la carte de Kohonen sont ceux de la station médiane de la rivière Du Nord (2102), de la station à la tête de la rivière Maskinongé (décharge du lac : 4155) et la station d'embouchure de la rivière Rouge (2103). Selon l'ACC les relevés des stations médianes des rivières Saint-Charles

(2137 et 4137) et Du Nord (2102) représentent les milieux les plus altérés et les relevés de la station de tête de la rivière des Envies (2020) et de la station médiane de la rivière Assomption (2146) auraient pu être considérés comme référence, alors que ceux des stations médianes de la rivière Saint-Charles n'auraient pas dû être considérés.

7.2 Communautés de référence des Appalaches à l'automne

L'algorithme des SOM a regroupé les 50 relevés échantillonnés à l'automne 2002 et 2003 aux stations des Appalaches dans les 35 cellules prédéterminées. La *U-matrix* et la classification descendante hiérarchique de Ward ont ensuite permis de regrouper les cellules en 10 communautés types (coupure à 0,8 unités sur l'échelle de Ward) (Annexe N et Figure 35).

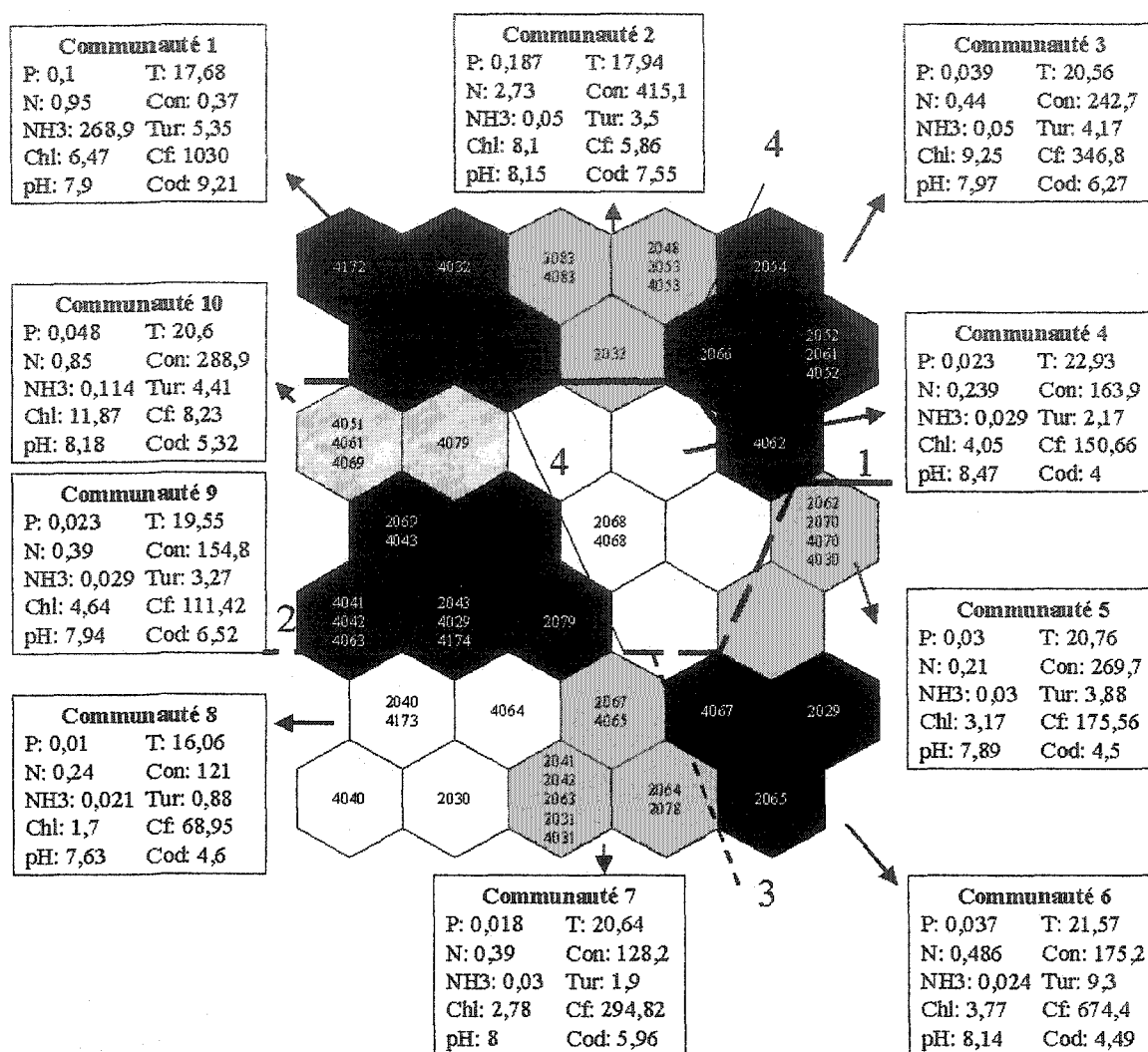


Figure 35 : Représentation schématique des 10 communautés types des Appalaches à l'automne créées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen. Les valeurs des paramètres physico-chimiques apparaissent dans les encadrés. Les chiffres non-encadrés représentent les niveaux de différenciation des communautés. Les nombres à 4 chiffres dans les cellules représentent les numéros d'identification des relevés d'échantillonnage. P : phosphore total, N : azote total, NH₃ : azote ammoniacal, Chl : Chlorophylle-A total, T : température, Con : conductivité, tur : turbidité, Cf : coliformes fécaux, Cod : carbone organique dissous.

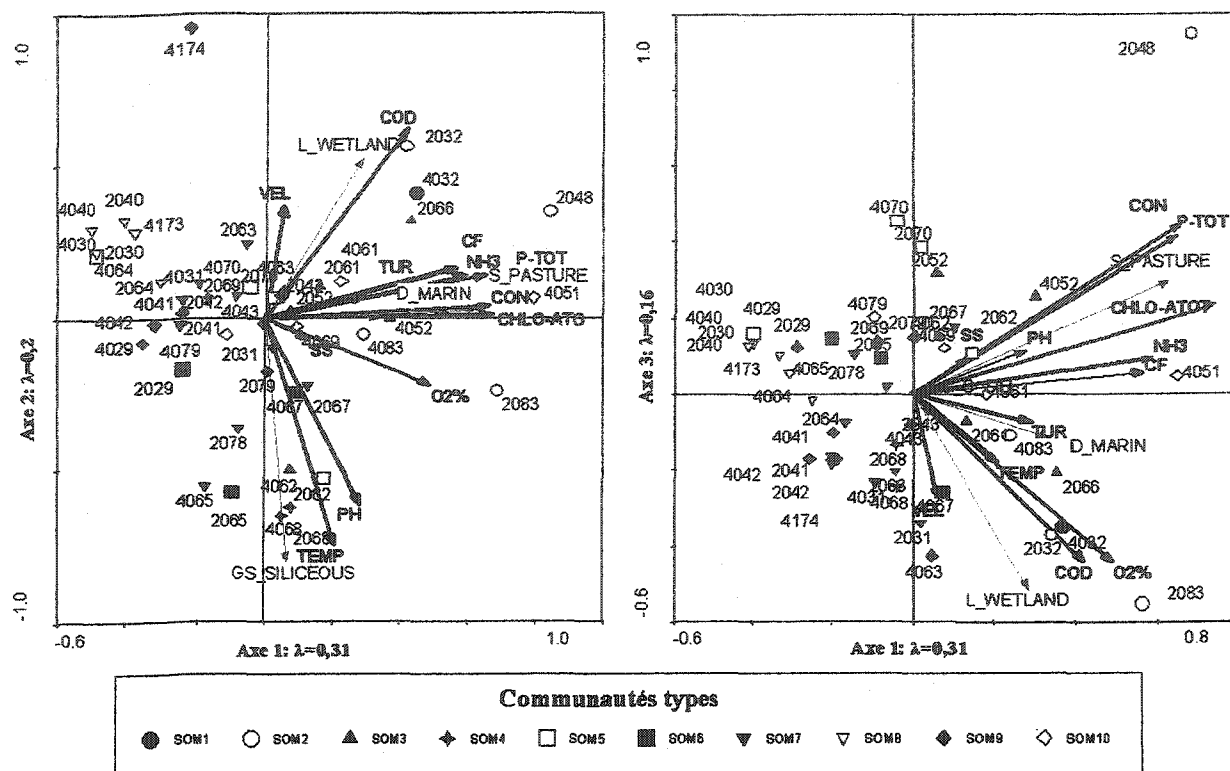


Figure 36 : Analyse canonique des correspondances représentant la position des stations d'échantillonnage des Appalaches en fonction des paramètres physico-chimiques et environnementaux. La longueur des gradients (flèches) est fonction de l'écart entre les plus fortes et les plus faibles valeurs pour un paramètre. Les communautés types sont représentées par différents pictogrammes.

Les communautés furent ensuite représentées à l'aide d'une analyse canonique des correspondances (ACC) en incluant les variables physico-chimiques sélectionnées en tant que variables actives et les variables de bassin versant préalablement sélectionnées en tant que variables passives (Figure 36). Les relevés des stations de la rivière Fouquette (2053, 4053 et 2054) et de la rivière Dufour (4172) ont été enlevés de l'ordination car ils possèdent des niveaux trop élevés en conductivité, en Ptot, en NH3 et en CF. Les variables physico-chimiques retenues par la sélection ascendante sont le Ptot, la conductivité, la Chlo-Atot, le COD, la température et l'oxygène dissous. Les variables caractérisant les bassins versants et l'habitat sont les superficies en dépôts marins, en roches sédimentaires siliceuses, en milieux humides et en pâturage. Les quatre premiers axes de l'ordination résument 16,6% de la variance observée dans les

communautés de diatomées. Ces quatre axes expliquent 79,3% de la relation entre les taxa et les variables environnementales sélectionnées. La valeur propre du premier axe (λ_1) est de 0,31. Il peut être interprété essentiellement comme un axe d'eutrophisation et de pollution organique. La valeur propre du deuxième axe (λ_2) est de 0,2 (Tableau 8). Les relevés de référence sont ceux à gauche de l'ordination, soit qu'ils présentent les plus faibles concentrations en nutriments et en pollution organique. Ils représentent des milieux qui varient selon l'acidité, la température et la concentration en COD (axe 2). Les milieux de référence plus acides ont une température plus faible et une concentration en COD plus élevée.

Le premier niveau hiérarchique de la carte de Kohonen automnale des Appalaches semble séparer les communautés types altérées (1 à 3) des communautés types moins ou peu altérés (4 à 10), car les relevés de cette communauté se localisent vers l'extrémité droite de l'ACC. Les relevés des communautés 4, 9 et 10 au centre de la carte automnale et de l'ACC des Appalaches démontrent une altération moindre que les communautés précédentes. Finalement, la grande majorité des relevés des communautés 5 à 8 se localisent à gauche de l'ACC. Ils furent utilisés pour la formation des biotypes naturels de chaque groupe éco-physiographique des Appalaches. Il est à noter que la communauté 8 regroupe les relevés des milieux oligotrophes et les plus acides des Appalaches, soit semblables à celles du Bouclier canadien (groupe 9 de la carte automnale globale), soit la station amont des rivières Etchemin, Gentilly, Cabano et Au Saumon. Les relevés des milieux les moins altérés et les taxa les plus susceptibles d'être présents en conditions naturelles furent identifiés pour chaque groupe éco-physiographique des Appalaches dans le tableau 10.

Tableau 10 : Identification des relevés de référence et des taxa les plus susceptibles d'être présents dans les rivières de chaque groupe éco-physiographique des Appalaches en automne. La description détaillée de la composition de chaque groupe éco-physiographique est disponible dans l' Annexe M.

Groupes éco-physiographiques	Relevés de référence	Stations	Taxa les plus susceptibles d'être présents en conditions de référence
1	2029 2030 et 4030 2042 2063	Madawaska Cabano Chaudière en amont Saint-François en amont	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i> , <i>Fragilaria capucina</i> f.6, <i>Cymbella microcephala</i> , <i>Nitzschia palea</i> , <i>Fragilaria construens</i>
2-3	2065 et 4065 2062 2064 et 4064	Magog (amont) Magog (médiane) Au Saumon	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i> , <i>Nitzschia palea</i> , <i>Nitzschia sinuata</i> var. <i>tabellaria</i> , <i>Fragilaria capucina</i> var. <i>mesolepta</i> , <i>Fragilaria nanana</i>
4	2070 et 4070 2078	Aux cerises Yamaska sud-est	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i> , <i>Nitzschia sinuata</i> var. <i>tabellaria</i> , <i>Cymbella microcephala</i> , <i>Fragilaria pinnata</i> , <i>Nitzschia palea</i>
5	4040 et 2040 2031 et 4031 4173	Etchemin (amont) Du Loup Aux Perles (amont)	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i> , <i>Fragilaria capucina</i> f.6, <i>Achnanthes deflexa</i> , <i>Fragilaria capucina</i> f.3, <i>Fragilaria capucina</i> f.5, <i>Tabellaria flocculosa</i>
6	2054 (ne représente pas une référence)	Fouquette	<i>Amphora pediculus</i> , <i>Navicula viridula</i> var. <i>germainii</i> , <i>Cocconeis placentula</i> , <i>Navicula gregaria</i> , <i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i>
7	2041 2029 groupe 1 2030 et 4030 groupe 1 2042 groupe 1 2063 groupe 1	Chaudière (amont) Madawaska Cabano Chaudière (amont) Saint-François (amont)	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i> , <i>Nitzschia palea</i> , <i>Cymbella microcephala</i> , <i>Fragilaria construens</i> , <i>Fragilaria capucina</i> f.3

Il est à noter que les communautés types des groupes 2, 3 et 7 sont formées à partir des relevés les moins altérés des groupes 3, 2 et 1 respectivement car ils répondent aux critères le permettant, soit qu'ils possèdent moins de cinq stations d'échantillonnage et qu'ils ne sont pas significativement différents de ceux-ci.

Les relevés représentant les milieux les plus altérés sont sensiblement les mêmes selon la carte de Kohonen et l'ACC, soit ceux de la station aval de la rivière Fouquette

(2053 et 4053), des rivières Yamaska au piedmont des Appalaches (2083 et 4083), Des Îles Brûlées (2048), Dufour (4172) et de la station d'embouchure de la rivière Du Loup (rive sud ; 2032 et 4032). Toutefois, selon l'ACC, les relevés de la station médiane de la rivière Magog et de la rivière Aux cerises n'auraient pas dû être utilisés pour la formation des communautés de référence, car ils démontrent une altération physico-chimique plus importante (vers le centre de l'axe 1).

7.3 Communautés de référence des Basses-Terres du Saint-Laurent à l'automne

L'algorithme des SOM a regroupé 125 relevés échantillonnés à l'automne 2002 et 2003 aux stations des Basses-Terres dans les 54 cellules prédéterminées. La *U-matrix* et la classification descendante hiérarchique de Ward ont ensuite permis de regrouper les cellules en 10 communautés types (coupure à 0,7 unités sur l'échelle de Ward) (Annexe N et Figure 37).

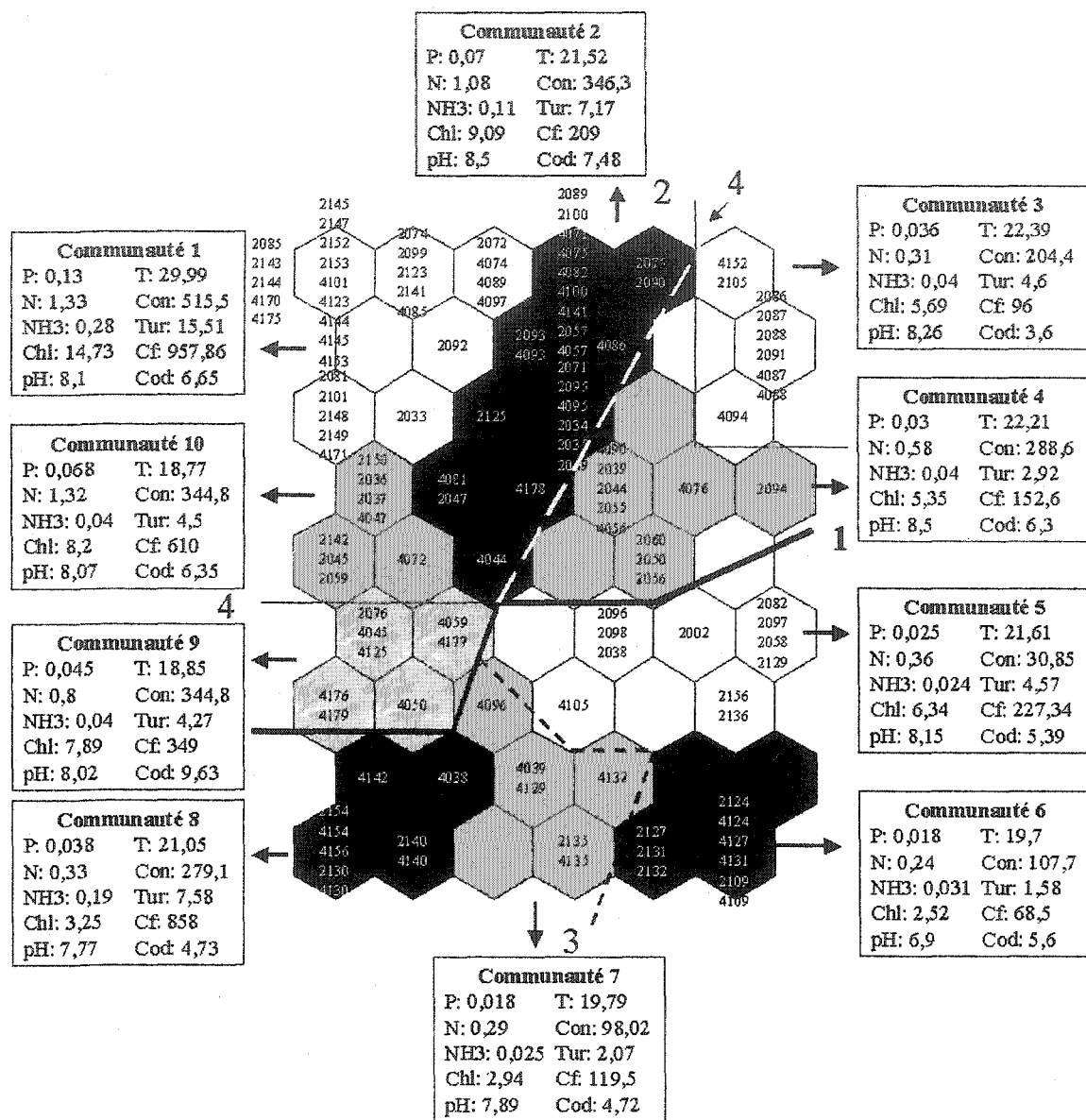


Figure 37 : Représentation schématique des 10 communautés types des Basses-Terres du Saint-Laurent à l'automne créées à partir de la carte auto-organisatrice de Kohonen. Les valeurs des paramètres physico-chimiques apparaissent dans les encadrés. Les chiffres non-encadrés représentent les niveaux de différenciation des communautés. Les nombres à 4 chiffres dans les cellules représentent les numéros d'identification des relevés d'échantillonnage. P : phosphore total, N : azote total, Chl : Chlorophylle-A total, T : température, Tur : turbidité, Cf : coliformes fécaux, Cod : carbone organique dissous.

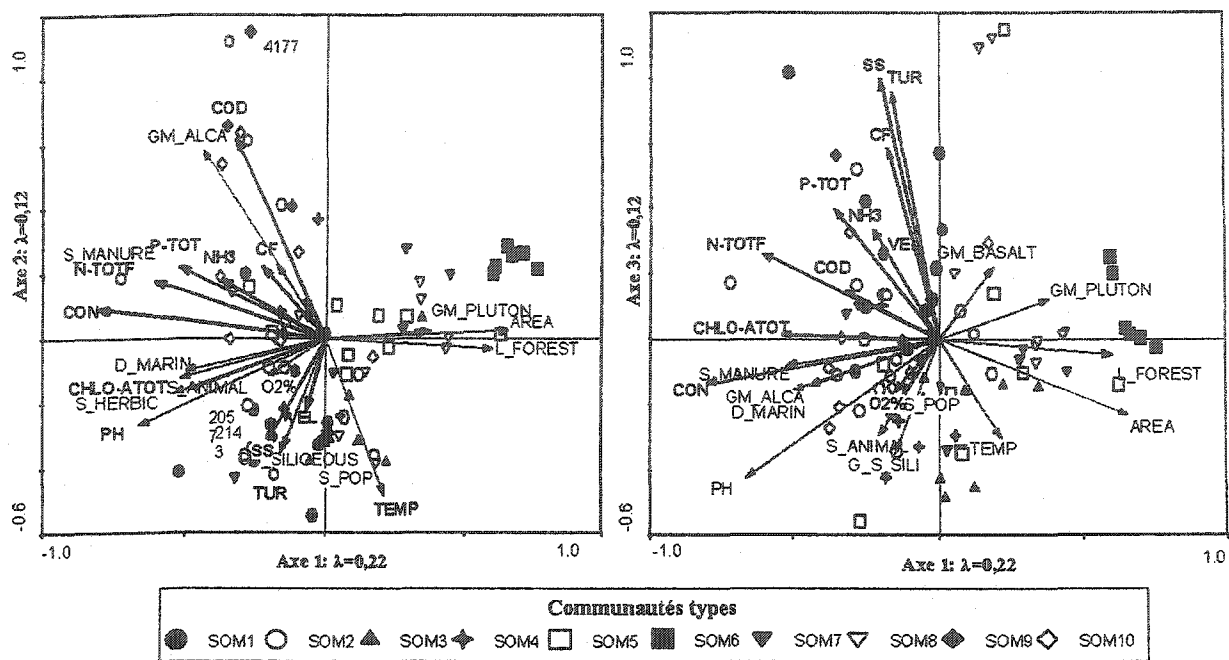


Figure 38 : Analyse canonique des correspondances représentant la position des stations d'échantillonnage des Basses-Terres du Saint-Laurent en fonction des paramètres physico-chimiques et environnementaux. La longueur des gradients (flèches) est fonction de l'écart entre les plus fortes et les plus faibles valeurs pour un paramètre. Les communautés types sont représentées par différents pictogrammes.

sélection ascendante sont la conductivité, le pH, la température, le COD, la vitesse de courant, les SS et la turbidité comme les variables expliquant une partie significative de la variance. Les variables non-redondantes furent préservées, soit le Ptot, la Ntot et le NH₃, les CF, l'O₂% et la Chlo-Atot totale afin d'être en mesure d'identifier les relevés d'échantillonnage des milieux les moins altérés. Les variables caractérisant les bassins versants et l'habitat sont l'aire du bassin versant, la population, les superficies forestières, en pâturage, en dépôts marins, en roches sédimentaires siliceuses, en roches magmatiques alcalines, magmatiques volcaniques et magmatiques plutoniques. Les quatre premiers axes de l'ordination résument 16,6% de la variance observée dans les communautés de diatomées. Ces quatre axes expliquent 80,3% de la relation entre les taxa et les variables environnementales sélectionnées. La valeur propre du premier axe (λ_1) est de 0,22. Il peut être interprété essentiellement comme un axe d'eutrophisation et de pollution organique. La valeur propre du deuxième axe (λ_2) est de 0,12 (Tableau 8). Les relevés physico-chimiques de référence sont ceux à droite de l'ordination, ils présentent les plus faibles concentrations en nutriments et en pollution organique. Les milieux de référence varient selon la température et leur concentration en COD. Les milieux de référence de milieux à température plus faible ont une concentration en carbone organique dissous plus élevée.

Les données physico-chimiques des communautés types de la carte de Kohonen et l'ACC des Basses-Terres révèlent que les relevés des groupes 6, 7, 5, 3, 8 et 4 sont les groupes les moins altérés des Basses-Terres. Le premier niveau de différentiation semble séparer les groupes selon une combinaison d'influence du pH et de l'altération. En effet, les groupes 3 et 4 démontent des niveaux d'altération comparables au groupe 8 et sont éloignés sur la carte des Basses-Terres des groupes oligotrophes acides (6 et 7), possiblement en raison de leur pH plus alcalins, ce qui est le cas contraire du groupe 8. Nous croyons que cette influence du pH serait diminuée si les relevés des milieux acides (groupes 6 à 8) des Basses-Terres étaient enlevés des analyses, réduisant ainsi le poids du pH dans le classement de ceux-ci. Les communautés des Basses-Terres ne répondraient qu'au niveau d'altération.

En somme, les relevés de référence utilisés pour la formation des biotypes naturels des Basses-Terres furent d'abord retenus dans les groupes 6, 7, 5, 3, 8 et 4 de la carte automnale des Basses-Terres, donnant un grand nombre de possibilités. Ils doivent également faire partie des groupes 9, 8, 7, 10, 5 et 6, soit les communautés oligotrophes et mésotrophes de la carte globale automnale en privilégiant les relevés des premiers groupes, ce qui réduit considérablement le nombre de relevés. Cette dernière condition fut introduite afin que les relevés des Basses-Terres puissent être comparés aux relevés de référence des Appalaches et du Bouclier canadien qui représentent majoritairement des milieux moins altérés. Cette démarche a fourni une indication plus sévère de l'état de dégradation de ceux-ci. Les relevés identifiés à partir des cartes de Kohonen furent utilisés pour la formation des communautés de référence de chaque groupe éco-physiographique. Les relevés des milieux les moins altérés et les taxa les plus susceptibles d'être présents en conditions naturelles furent identifiés pour chaque groupe éco-physiographique des Basses-Terres du Saint-Laurent dans le tableau 11.

Tableau 11 : Identification des relevés de référence et des taxa les plus susceptibles d'être présents dans les rivières de chaque groupe éco-physiographique des Basses-Terres du Saint-Laurent en automne. La description détaillée de la composition de chaque groupe éco-physiographique est disponible dans l'Annexe M.

Groupes éco-physiographiques	Relevés de référence	Station	Taxa les plus susceptibles d'être présents en conditions de référence
1	2124 et 4124 2127 et 4127 2109 et 4109 4105	Saint-Maurice (aval) Saint-Maurice (médiane) Gatineau (aval) De la Petite Nation (aval)	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i> , <i>Tabellaria flocculosa</i> , <i>Fragilaria capucina</i> f.3, <i>Nitzschia palea</i> , <i>Fragilaria capucina</i> f.5
2	2088 et 4088	Richelieu (amont)	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i> , <i>Cocconeis placentula</i> , <i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheria</i> , <i>Fragilaria pinnata</i> , <i>Navicula fonticola</i>
3	2131 et 4131 2135	Sainte-Anne (amont) Jacques-Cartier (aval)	<i>Tabellaria flocculosa</i> , <i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i> , <i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i> , <i>Gomphonema</i> sp.4, <i>Nitzschia palea</i>
4	2096 et 4096	Trout	<i>Nitzschia sinuata</i> var. <i>tabellaria</i> , <i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i> , <i>Achnanthes</i> sp.1, <i>Nitzschia palea</i> , <i>Cymbella excisa</i> var. <i>procera</i>
5-6	2098 4176	Des Anglais Gentilly	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i> <i>Melosira varians</i> , <i>Nitzschia fonticola</i> , <i>Nitzschia palea</i> , <i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheria</i>
7	4177	Rosaire	<i>Melosira varians</i> , <i>Cocconeis placentula</i> , <i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i> , <i>Achnanthes lanceolata</i>
8	2140 et 4140 4076	Assomption (médiane) Yamaska (piedmont des Appalaches)	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i> , <i>Fragilaria pinnata</i> , <i>Nitzschia palea</i> , <i>Cocconeis placentula</i> , <i>Achnanthes deflexa</i>
9	2038 et 4038 2039 2056	Du Sud Etchemin (aval) Nicolet (Sainte-Monique)	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i> , <i>Nitzschia sinuata</i> var. <i>tabellaria</i> , <i>Nitzschia palea</i> , <i>Cocconeis placentula</i> , <i>Fragilaria capucina</i> f.3
10	2044 et 4044 2140 et 4140 du groupe 8 4076 du groupe 8	Chaudière (Charny) Assomption (médiane) Yamaska (piedmont des Appalaches)	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>minutissima</i> , <i>Nitzschia palea</i> , <i>Fragilaria pinnata</i> , <i>Cocconeis placentula</i> , <i>Melosira varians</i>

Il est à noter que les communautés 6 et 10 sont formées à partir des relevés les moins altérés des groupes 5 et 8 respectivement car ils répondent aux critères le

permettant, ils possèdent moins de cinq stations d'échantillonnage et qu'ils sont non-significativement différents de ceux-ci.

Les relevés représentant les milieux les plus altérés sont, par exemple, ceux des rivières Yamaska à son embouchure (2074 et 4074), Des Hurons (2085 et 4085), Saint-Esprit (2144 et 4144), Mascouche (2123 et 4123), Goudron (4171) et Blanche (4175) (figure...) selon les communautés de diatomées (SOM) et sont sensiblement les mêmes selon l'ACC. Toutefois, certains relevés tels (4038), (2039), (2056) et (2044 et 4044) semblent représenter des communautés un peu plus altérées selon l'ACC que ne le démontre la communauté elle-même (SOM). Inversement, certains relevés tels (2154 et 4154), (2086, 4086, 2087 et 4087) semblent représenter des communautés un peu moins altérées selon l'ACC que ne le démontre la communauté elle-même (SOM).

7.4 Discussion

7.4.1 Facteurs environnementaux contrôlant la structure des communautés de référence.

Nos résultats suggèrent que le pH et la conductivité, qui dépendent en partie de la roche-mère, ont une grande influence sur la composition des communautés de diatomées de référence. Des résultats similaires furent obtenus ailleurs, notamment en Europe et aux É-U (ex.: Potapova et Charles, 2002; Pan et al., 1996). Au Québec, la présence de roches magmatiques plutoniques à faible capacité tampon et de tourbières semblent être responsables des variations de pH dans les milieux non altérés. Toutefois, le nombre insuffisant de relevés de référence pour certains types de rivières des Basses-Terres, en particulier les petits cours d'eau, rend difficile l'identification de véritables objectifs de restauration. Un nouvel échantillonnage de stations de référence serait donc nécessaire afin de préciser la structure des communautés de référence des petits cours d'eau agricoles. Il est à ce titre primordial que le ministère de l'Environnement maintienne le suivi de stations de référence, celles-ci étant souvent sacrifiées dans un contexte de restrictions budgétaires.

7.4.2 Évaluation de la « qualité » des objectifs de restauration fixés pour les groupes éco-physiographiques de chaque écorégion.

Toutes les stations des groupes éco-physiographiques du Bouclier canadien devraient posséder des communautés très semblables en milieu non altéré, dominées par le taxon acidophile *Tabellaria flocculosa* et le taxon généraliste *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* en raison des conditions oligotrophes-acides généralisées occasionnées par la forte dominance des roches magmatiques plutoniques et du till dans leur bassin versant. Cependant, on devrait également observer la présence, dans certaines stations, de taxa non dominants (ex. *Cymbella microcephala*) indicateurs de conditions plus alcalines et de concentrations élevées en COD.

Toutes les stations des groupes éco-physiographiques des Appalaches devraient posséder des communautés relativement semblables en conditions naturelles dominées par *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*. Les stations de la région naturelle des Plateaux d'Estrie-Beauce devraient également être dominées par d'autres taxa typiques des conditions oligotrophes plus alcalines des Appalaches (ex. *Cymbella microcephala* et *Nitzschia sinuata* var. *tabellaria*). Les stations localisées dans la région naturelle des Collines du Témiscouata devraient également posséder en conditions naturelles des taxa indicateurs des milieux mésotrophes et/ou oligotrophes acides à l'image de la faible capacité tampon des roches magmatiques plutoniques et de la présence plus importante de milieux humides dans leur bassin versant (ex. *Tabellaria flocculosa*). Toutes les communautés de référence identifiées dans les Appalaches s'approchent de véritables biotypes naturels. Les communautés des groupes 4 et 5 semblent représenter les « meilleurs » objectifs de restauration car les taxa indicateurs de conditions de référence (ex. *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Cymbella microcephala* et *Nitzschia sinuata* var. *tabellaria*) y sont plus dominants. Toutefois, le groupe composé des deux stations de la rivière Fouquette représente davantage un objectif de restauration de transition indiquant le passage d'une communauté de milieux eutrophes, saprobes et turbides en aval de la rivière Fouquette à une communauté des milieux méso-eutrophes, ce qui confirme l'absence de véritables relevés de référence pour ce groupe. Les

caractéristiques hydromorphologiques et physiographiques du bassin versant de la rivière Fouquette sont très semblables à celles des petites rivières situées dans la Plaine du moyen Saint-Laurent (groupe 7 des Basses-Terres). Cette dernière pourrait ainsi partager les mêmes objectifs de restauration que les rivières de ce groupe.

Dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, les biotypes naturels des groupes dont les bassins versants sont principalement localisés dans le Bouclier canadien possèdent des taxa indicateurs des milieux mésotrophes et oligotrophes acides qui sont représentatifs des pH plus faibles retrouvés dans le Bouclier, dont *Tabellaria flocculosa* et *Brachysira neoexilis*. Les autres communautés de référence sont représentatives des milieux alcalins. Il y a un manque de relevés de référence pour les stations dont le bassin versant est principalement confiné aux Basses-Terres. Les communautés de référence des groupes 2 et 4 sont représentatives de véritables conditions de référence, ou presque, mais ont été formées à partir de relevés des mêmes stations d'échantillonnage. Elles ne sont donc pas représentatives de l'ensemble de la variabilité dans la structure de communauté de diatomées pouvant potentiellement être retrouvée dans les rivières de ces groupes éco-physiographiques. Cette lacune est d'autant plus grande pour les cours d'eau des stations des petites rivières situées dans la Plaine du moyen et du Haut Saint-Laurent, dont la dominance de taxa indicateurs de conditions altérées, tels *Melosira varians*, *Cocconeis placentula*, *Achnanthes lanceolata*, *Nitzschia palea* et *Nitzschia fonticola* et la plus faible dominance des taxa indicateurs de conditions de référence, tels *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, démontre un manque de stations de référence pour ce type de milieu. De véritables conditions de référence pourraient varier pour ces rivières selon la composition de leur bassin versant. Certaines stations devraient avoir des communautés de référence typiques des milieux plus acides ayant des concentrations plus élevées en COD en raison de la présence de milieux humides, telles les rivières Gentilly, Rosaire et Du Chêne. Cependant, l'absence de véritables stations de référence possédant ces caractéristiques éco-physiographiques et physico-chimiques ne permet pas de vérifier cette hypothèse. D'autres stations, telle celle de la rivière Etchemin à l'embouchure, pourrait également avoir des communautés de milieux acides, en raison de la présence de roches magmatiques plutoniques dans le bassin versant. Ces conditions

acides se retrouvent principalement dans les stations des groupes éco-physiographiques des Plaines du moyen Saint-Laurent où la présence de roches magmatiques plutoniques et de milieux humides y est plus importante.

7.4.3 Détermination des communautés de référence

Des études récentes menées en Europe de l'Ouest (Gosselain et al., en préparation), en Wallonie (Descy et al., 2005) et en France (Coste et al., 2004), ont également exploré les possibilités d'établir des conditions de référence biologiques à partir des communautés aquatiques. En Europe de l'Ouest et en Wallonie, les communautés de diatomées de référence ont été sélectionnées à partir d'un indice diatomées de la qualité de l'eau (Indice de Polluosensibilité Spécifique (IPS); Coste dans CEMAGREF, 1982). En France, la sélection des stations de référence a été réalisée en deux étapes. Les relevés de référence ont été sélectionnés dans un premier temps selon la composition floristique des communautés diatomiques basé sur un avis d'expert. Dans un deuxième temps, parmi les stations retenues, seules les stations dont l'Hydro-écorégion (HER) ne subissaient pas de pressions environnementales furent conservées. Les pressions environnementales furent évaluées à partir de l'utilisation du sol. Les valeurs d'IPS et d'IBD des stations de référence de chacune des HER ont ensuite été considérées comme étant les limites de « très bon état » écologique pour les besoins de la Directive cadre européenne.

Les études européennes comportent à notre avis trois lacunes. D'abord, le jugement d'experts utilisé *a priori* comporte un élément de subjectivité indéniable. Le jugement d'expert est à notre avis nécessaire, mais *a posteriori*, i.e. suite à une classification objective des communautés. De plus, l'utilisation des indices diatomées comporte un biais, puisqu'il n'est pas certain que les communautés de référence de chaque HER soient adéquatement représentées dans l'indice. L'intervalle des notes indicielles peut donc ne pas être représentatif du gradient réel d'altération présent dans une HER. Ce problème fut contourné par les auteurs européens en déterminant des limites de *très bon état écologique* spécifique à chaque HER. L'utilisation des indices représente cependant une

difficulté supplémentaire. Ces indices furent constitués dans la plupart des cas par l'analyse de la corrélation entre les communautés aquatiques et la physico-chimie de l'eau. Cette méthode comporte une lacune importante puisque la définition des communautés biologiques de référence est alors tributaire des conditions physico-chimiques du cours d'eau. Or l'intérêt de caractériser les communautés aquatiques est précisément qu'elles peuvent fournir une information complémentaire et non redondante sur l'état d'un écosystème. Le procédé est donc circulaire et présente un biais important. Enfin, l'identification des pressions environnementales à l'intérieur des HER fut réalisée à partir d'une analyse de l'utilisation du territoire. Cette méthode est valable mais il existe cependant le risque que certaines sources ne soient pas identifiées. Les sources de dégradation sont parfois difficilement quantifiables et il peut être ardue d'identifier un gradient qui permettrait de discriminer entre les sites de référence, les conditions intermédiaires et les sites véritablement dégradés.

L'approche adoptée dans le cadre de la présente étude est différente. Les relevés de référence furent sélectionnés dans un premier temps à partir de la structure de la communauté elle-même, sans recours à un indice biologique, à la physico-chimie de l'eau ou à l'analyse de l'utilisation du territoire. Cette approche est à notre avis plus pure, puisqu'elle définit l'intégrité écologique du cours d'eau uniquement à partir de la structure des communautés. La structure est exprimée par l'abondance relative des espèces. Une mesure de distance entre les communautés est utilisée afin de distribuer les sites sur un gradient de dégradation et de les classer. La classification est réalisée à l'aide de réseaux de neurones non supervisés (cartes de Kohonen). Elle doit être effectuée indépendamment pour chaque type de cours d'eau, les communautés aquatiques pouvant être fortement influencées par la chimie naturelle des eaux et les conditions hydromorphologiques. La difficulté qui se présente ensuite est d'identifier, parmi les classes ou les gradients de communautés identifiées, les groupes de référence et les groupes associés à des conditions dégradées. L'analyse procure en effet un certain nombre de communautés types, sans qu'il soit possible, *a priori*, d'identifier celles qui sont associées à des conditions de référence. Ce problème est résolu en effectuant *a posteriori* une analyse des gradients environnementaux à l'aide d'une ordination à partir

des données physico-chimiques et des données sur l'utilisation du sol. Les classes de communautés identifiées précédemment peuvent être reportées visuellement sur l'ordination afin d'identifier les classes associées à des conditions de référence. Les communautés sont donc classifiées de façon indépendante dans un premier temps sans avoir recours à une analyse des gradients environnementaux. L'interprétation de la position des communautés le long des gradients d'altération se fait *a posteriori*.

Il semblerait plus rapide et plus simple de combiner directement les variables environnementales et les communautés biologiques, en utilisant par exemple une analyse canonique des correspondances. Cependant, comme il a été mentionné précédemment, la structure des communautés aquatiques est en soit une mesure de l'intégrité écologique d'un cours d'eau. Cette information peut être complémentaire et non redondante par rapport à l'information que procure les variables physico-chimiques. Il est donc important d'analyser les communautés biologiques indépendamment des variables physico-chimiques. Les communautés de référence ainsi identifiées représentent des cibles écosystémiques réalistes pour la restauration des cours d'eau de chacun des groupes écopysiographiques.

7.4.4 Démarche à suivre dans le cadre d'un projet de restauration des milieux aquatiques québécois.

Cette partie de la discussion est une représentation schématique des objectifs de restauration appropriés selon les typologies de rivières établies dans cette étude. Elle peut également servir de démarche à suivre dans le cadre d'un projet de restauration des milieux aquatiques québécois (Figures 40, 41 et 42). Par exemple, si le comité du bassin versant de la rivière Boyer priorise la restauration de la rivière Boyer-Sud, il doit :

<p align="center">Procédure d'application des objectifs de restauration phytobenthiques des rivières du Québec</p>

1. **Connaître le numéro d'identification BQMA de la station d'échantillonnage, ce qui permet:**
 - **De déterminer dans quelle écorégion se localise la station d'échantillonnage;**
 - **de déterminer dans quel groupe éco-physiographique se localise la station.**
 - **pour toutes les stations, consulter l'Annexe P**

Ainsi, le comité sait que la station d'échantillonnage du MENV située sur la rivière Boyer-Sud se localise dans les Basses-Terres du Saint-Laurent et dans le groupe éco-physiographique 7. Il doit donc suivre les étapes décrites dans le schéma des Basses-Terres du Saint-Laurent (Figure 42).

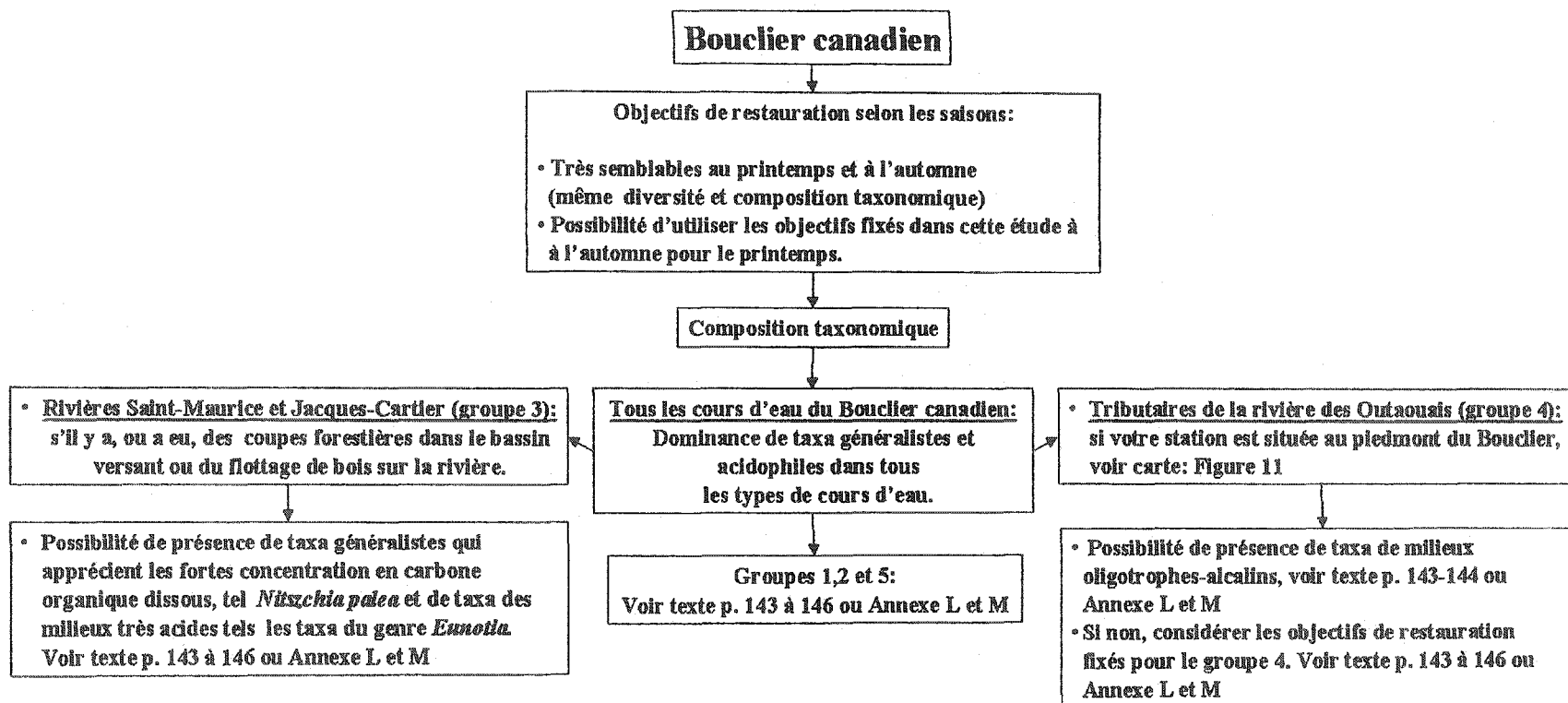


Figure 40: Procédure d'application des objectifs phytobenthiques de restauration fixés pour le Bouclier canadien

Appalaches

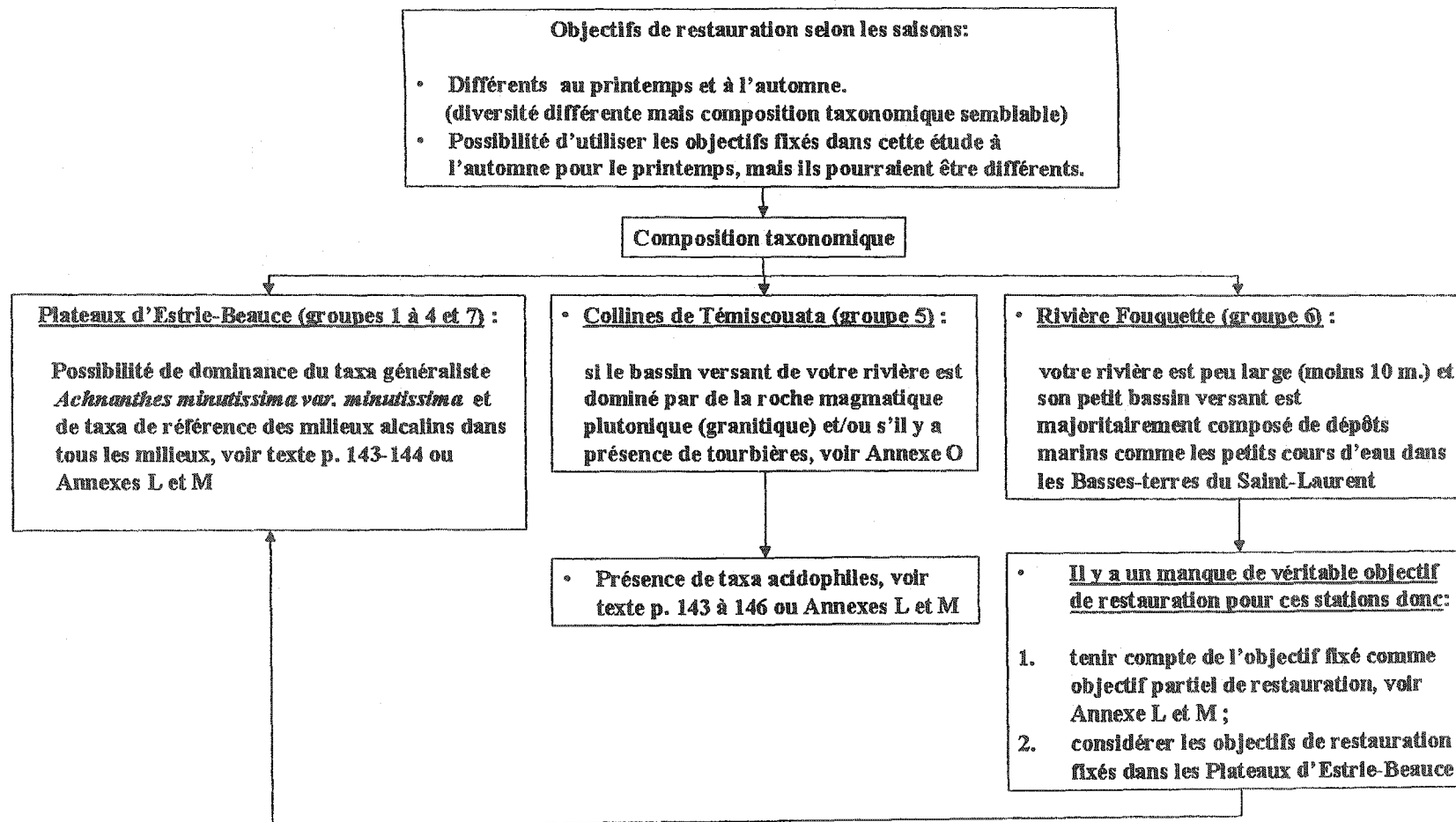


Figure 41: Procédure d'application des objectifs phytobenthiques de restauration fixés pour les Appalaches

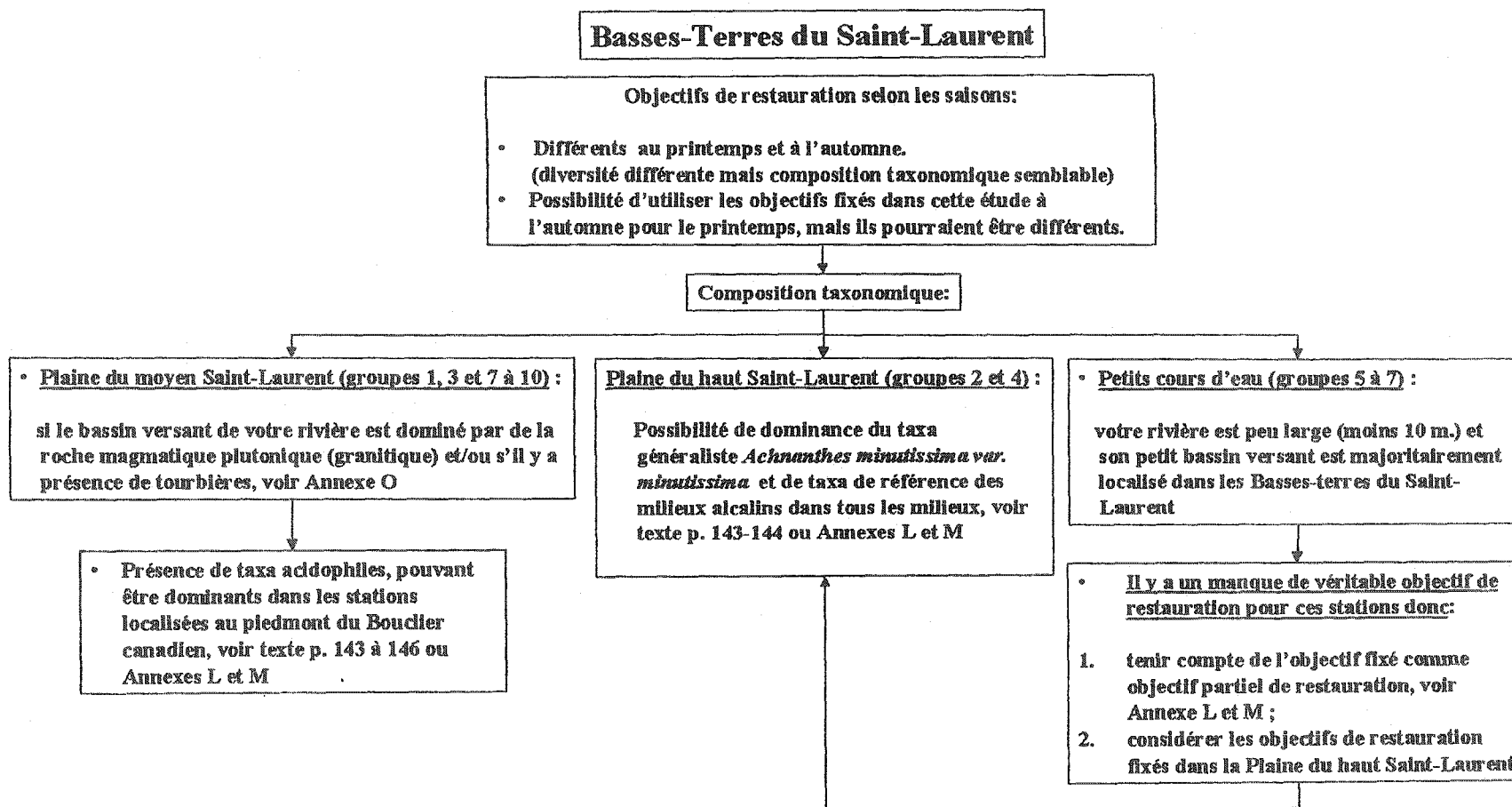


Figure 42: Procédure d'application des objectifs phytobenthiques de restauration fixés pour les Basses-Terres du Saint-Laurent

CONCLUSION

De récentes études menées en Europe de l'Ouest (Gosselain et al., soumis), en Wallonie (Descy et al., 2005) et en France ont identifié les biotypes de référence de diatomées pour chaque type de masse d'eau de surface à partir desquels sont définis les limites de bon état et l'écart de chaque masse d'eau à cette limite. Une méthode alternative, mais semblable à celle employée en France, fut employée afin d'établir les objectifs de restauration des rivières du Québec. Elle consiste à identifier la rivière la moins dégradée parmi un groupe de rivières ayant les mêmes caractéristiques hydromorphologiques et située dans la même écorégion. Cette typologie a permis d'identifier 22 regroupements de rivières ayant des caractéristiques éco-physiographiques semblables, soit cinq dans le Bouclier canadien, sept dans les Appalaches et dix dans les Basses-Terres du Saint-Laurent. Il fut ensuite possible d'identifier les relevés de référence pour chaque type éco-physiographique parmi ceux à l'origine de la formation des communautés de référence de chaque écorégion. Ainsi, les objectifs de restauration fixés dans cette étude pourraient représenter les limites de très bon état de chacun de type de rivière (groupes éco-physiographiques) à partir desquels pourront être définis les limites de bon état et l'écart de chaque masse d'eau à cette limite tel que réalisé par Coste et al., 2004.

La finalité de la recherche en sciences naturelles est souvent la création d'un modèle qui permet de prévoir la réponse d'un système face à une modification de ses variables de contrôle, la tendance actuelle étant aux modèles déterministes distribués, qui cherche à reconstituer la distribution spatiale des processus mise en jeu. Or, il est fréquent que les processus physiques dominants qui gouvernent la réponse d'une variable diffère selon les caractéristiques régionales. Dans le cas d'un modèle global à large validité spatiale, qui doit prendre en compte l'ensemble des facteurs susceptibles d'influencer une variable de réponse, il n'est pas rare que le pouvoir prédictif soit faible. Par contre, si l'on restreint le modèle à des hydro-écorégions (groupes éco-physiographiques) homogènes, il est possible d'isoler les processus dominants et d'obtenir des capacités prédictives bien supérieures (Rogers et Wasson, 1997).

La présente étude a permis d'identifier les principales variables naturelles qui déterminent la structure des biotypes de référence de chaque groupe éco-physiographique. Un modèle est en développement afin d'utiliser ces variables pour la prédiction, à l'aide de réseaux neuronaux de type supervisé, des conditions de référence pour chaque groupe éco-physiographique. Ce modèle permettra de prédire, en fonction des caractéristiques d'un tronçon de cours d'eau (hydromorphologie, géologie, etc.), quelle serait la communauté benthique que l'on devrait y retrouver, s'il n'y avait aucune altération. Cette communauté prédite pourra servir d'objectif à atteindre dans le cadre des actions prises pour restaurer une rivière. Dans un deuxième temps, il sera possible de modéliser non seulement les stations de référence, mais l'ensemble des stations, y compris les stations altérées. Ce modèle permettra par exemple de prédire quels seraient les changements que l'on observerait dans la composition d'une communauté, si on diminuait la charge en phosphore suite à des modifications des pratiques agricoles. Le modèle constituera ainsi un outil de gestion permettant de prédire l'efficacité des mesures de correction envisagées pour restaurer l'intégrité écologique des rivières.

BIBLIOGRAPHIE

- Aguilar Ibarra, A., Gevrey, M., Park Y.S, Lim, P. et Lek, S., 2003. *Modelling the factors that influence fish guilds composition using a back-propagation network: Assessment of metrics for indices of biotic integrity*. Ecological Modelling 160 : 281-290.
- Allen, T.F.H., and Starr, T.B. 1982. *Hierarchy. Perspectives for ecological complexity*. University of Chicago Press, Chicago.
- AFNOR NF T 90-354, 2000. *Qualité de l'eau – Détermination de l'Indice Biologique Diatomées (IBD)*, 63 p.
- Antoniades, D. et Douglas, M.S.V., 2002. *Characterization of arctic stream diatom assemblages from Cornwallis Island, Nunavut, Canada*. Canadian Journal of Botany, 80: 50-58.
- Arzet K., Krause-Dellin D. et Steinberg C., 1986. *Acidification of four lakes in the Federal Republic of Germany as reflected by diatom assemblages, cladoceran remains and sediment chemistry*. Diatoms and Lake Acidity, Smol, J.P.; Battarbee, R.W.; Davis, R.B.; Merilainen, J., Dr. W. Junk. Publ.: 227-250.
- Aurelle, D., Lek, S., Giraudel, J.L. et Berrebi, P., 1999. *Microsatellites and artificial neural networks: tools for the discrimination between natural and hatchery brown trout (Salmo trutta, L.) in Atlantic populations*. Ecological Modelling, 120: 313-324.
- Barnard, S. et Wyatt, R.J., 1995. *An analysis of predictive models for stream salmonids, and the associated use of habitat models*. J. Fish. Biol., 43: 103-119.
- Battarbee, R.W., Flower, R.J., Juggins, S., Patrick, S. T. et Stevenson. A.C., 1997. *The relationship between diatoms and surface water quality in the Holandet area of Nord-Trondelag, Norway*. Hydrobiologia 348: 69-80.
- Biggs, B. J. F., 1989. *Biomonitoring of organic pollution using periphyton, south Branch, Canterbury, New-Zealand*. New-Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 23: 263-274.
- Biggs, B. J. F. et Close, M. E., 1989. *Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers : the relative effects of flows and nutrients*. Freshwater Biology, 22 : 209-231.
- Biggs, B.J.F. et Gerbeaux, P., 1993. *Periphyton development in relation to macro-scale (geology) and micro-scale (velocity) limiters in two gravel-bed rivers, New Zealand*. N.Z. J. Mar. Freshw. Res. 27:39-53.
- Biggs, Barry, Lowe, J. F. et Rex L., 1994. *Response of two trophic levels to patch enrichment along a New Zealand stream continuum*. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 28, 119-134.
- Biggs, B.J.F. 1995. *The contribution of flood disturbance, catchment geology and land use to the habitat template of periphyton in stream ecosystems*. Freshwater Biol. 33: 419-438.
- Biggs, B. J. F. et Thomsen, H. A., 1995. *Disturbance of stream periphyton by perturbations in shear stress: time to structural failure and differences in community resistance*. Journal of Phycology. 31: 233-241
- Biggs, B. J. F. et Stokseth, S., 1996. *Hydraulic habitat suitability for periphyton in rivers*. Regulated Rivers : Research and Management, 12 : 251-261.

- Biggs, B. J. F., Stevenson, R. J. et Lowe, R. L., 1998b. *A habitat matrix conceptual model for stream periphyton*. Archiv für Hydrobiologie, 143 : 21-56.
- Blandin, P., 1986. *Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques*. Bull. Ecol, 17 (4) : 215-307.
- Blasco, J. A., Fueyo, N., Dopazo, C., et Chen, J-Y., 2000. *A self-organizing-map approach to chemistry representation in combustion applications*. Combustion Theory Modelling 4: 61-76.
- Blinn, D.W., Shannon, J.P., Benenati, P.L. et Wilson, K.P., 1998. *Algal ecology in tailwater stream communities: the Colorado River below Glen Canyon Dam, Arizona*. Journal of Phycology, 34: 734-740.
- Bourassa, N. et Cattaneo A., 2000. *Responses of a lake outlet community to light and nutrient manipulation: Effects on periphyton and invertebrate biomass and composition*. Freshwater-Biology, 44 (4): 629-639.
- Brosse, S., Lek, S., Dauba, F., 1999. *Predicting fish distribution in a mesotrophic lake by hydroacoustic survey and artificial neural networks*. Limnology and Oceanography 44(5) : 1293-1303.
- Campeau S., Pienitz R. et Hequette A., 1999. *Diatoms from the Beaufort Sea, southern Arctic Ocean (Canada). Modern analogues for reconstructing environments and relative sea levels*. Bibliotheca Diatomologica vol. 42, 244 p.
- Carpenter, K.D. et Waite, I.R. 2000. *Relation of habitat-specific algal assemblages to land use and water chemistry in the Willamette basin, Oregon*. Environmental Monitoring and Assessment, 64: 247-257.
- Cattaneo, A., Kerimian, T., Roberge, M. et Marty, J., 1997. *Periphyton distribution and abundance on substrata different size along a gradient of stream trophy*. Hydrobiologia, 354 (0) 101-110.
- CEMAGREF, 1982. *Étude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q.E.* Lyon, A.F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 218 p.
- Chon T.S., Park Y.S., Moon K.H. et Cha E.Y., 1996. *Patternizing communities by using an artificial neural network*. Ecological. Modelling., 90: 69-78.
- Commission européenne, 2000. *Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau*. Journal Officiel, L327, 22/12/2000.
- Coring E., 1993a. *Zum Indikationswert bentischer Diatomeengesellschaften inbasenarmen. Fließgewässern*. Aachen: 165 p.
- Corkum, L., 1989. *Patterns of benthic invertebrate assemblages in rivers of northwestern North America*. Freshwater Biology, 21: 191-205.
- Coste, M. Tison, J. et Delmas, F., 2004. *Flores diatomiques des cours d'eau : Proposition de valeurs limites du « Bon État » pour l'IPS et l'IBD*. Document de travail-Unité de Recherche Qualité des Eaux-Cenmagref Bordeaux.
- Cox, E.J., 1984. *Observation of some benthic diatoms from North German lakes: the effect of substratum and light regime*. Verh. int. Ver. Limnol., 22: 924-928.
- Cumming B.F. et Smol J.P., 1993. *Development of diatom-based salinity models for paleoclimatic research from lakes in British Columbia (Canada)*. Hydrobiologia, 269/270: 179-196.

- Davis, W.S., Snyder, B.D., Striblind, J.B. et Stoughton, C., 1996. *Summary of State Biological Assessment Programs for Streams and Wadeable Rivers*. EPA 230-R-96-007, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Policy, Planning and Evaluation, Washington, D.C.
- Dedecker, A., Goethals, P., Gabriels, W. et De Pauw, N., 2002. *Optimisation of artificial neural network (ANN) model design for prediction of macroinvertebrate communities in the Zwalm river basin (Flanders, Belgium)*. Proceedings of the International Environmental modelling and software society, Lugano, Switzerland.
- Dell'Uomo, A., 1996. *Assessment of water quality of an Apennine river as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses*. Use of Algae for Monitoring Rivers II, P. 65-72.
- Denys L., 1991a. *A check-list of the diatoms in the holocene deposits of the Western Belgian coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements. I. Introduction, ecological code and complete list*. Ministère des Affaires Economiques - Service Géologique de Belgique. 41 p.
- Denys L., 1991b. *A check-list of the diatoms in the holocene deposits of the Western Belgian coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements. II. Centrales*. Ministère des Affaires Economiques - Service Géologique de Belgique. 92 p.
- Descy, J. P., 1980. *Utilisation des algues benthiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes*. La Pollution Des Eaux Continentales: Incidence Sur Les Biocénoses Aquatiques, Éditions P. Pesson, Gauthier-Villars, Paris, 2e Édition.
- Descy, J.P. et Coste, M., 1990. *Utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courantes*. Contrat CEE B-71-23. Rapport final. UNCED, FUNDP, Namur-CEMAGREF, Bordeaux, 64 p.
- Descy, J.-P., Gerard, P., Darchambeau, F., Demol, T., Fauville, C., Gosselain, V., Lepieur, F., Vanden Bossche, J.-P., 2005. *Définition des conditions de référence biologiques des rivières en Wallonie*. Rapport final du Programme Intégré de Recherche Environnement-Eau-DGRNE, 42 p.
- Dixit A.S., Dixit, S.S. et Evans, R.D., 1988. *The relationship between sedimentary diatom assemblages and lakewater pH in 35 Quebec lakes, Canada*. Journal of paleolimnology, 1: 23-38.
- Dixit A.S., Dixit, S.S. et Smol, J.P., 1993. *Acidification and contamination in Whitepine Lake (Sudbury, Canada): a paleolimnological perspective*. J. Paleolimnology, 9:141-146.
- Dixit, S.S., Smol, J.P., Charles, D.F., Hughes, R.M., Paulsen, S.G. et Collins, G.B., 1998. *Assessing water quality changes in the lakes of the northeastern United States using sediment diatoms*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 56: 437-445.
- Dixit, S.S., Keller, W., Dixit, A.S. et Smol, J.P., 2001. *Diatom-inferred dissolved organic carbon reconstructions provide assessments of past UV-B penetration in Canadian Shield lakes*. Canadian Journal of Aquatic Sciences, 58: 543-550.
- Dixit, S.S., Keller, W., Dixit, A.S. et Smol, J.P., 2002. *Diatom and chrysophyte transfer function and inferences of post-industrial acidification and recent recovery trends in Killarney lakes (Ontario, Canada)*. Journal of paleolimnology, 27: 79-96.
- Dufrène, M. et Legendre, P., 1997. *Species assemblages and indicator species : The need for a flexible asymmetrical approach*. Ecological Monographs, vol. 67, no.3 (aug.1997), 345-366.
- Eloranta P., 1990. *Periphytic diatoms in the Acidification Project Lakes*. In: Acidification in Finland, edited by Kauppi, Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, p. 985-994.

- Fairchild, B.W., et al., 1985. *Algal periphyton growth on nutrient-diffusing substrates: an in situ bioassay*. Ecology, 66, 465-472.
- Fallu, M.A. 1998. Distribution des diatomées d'eau douce en Jamésie-Hudsonie, Québec, et développement d'un modèle de reconstitution paléocéologique. Mémoire de maîtrise, Département de géographie, Faculté des lettres, Université Laval. 95 pp.
- Fallu, M. A. et Pienitz, R., 1999. *Diatomées lacustres de Jamésie-Hudsonie (Québec) et modèle de reconstitution des concentrations de carbone organique dissous*. Écoscience 6(4) : 603-620.
- Fallu, M. A., Allaire, N. et Pienitz, Reinhard, 2001. *Distribution of freshwater diatoms in 64 Labrador (Canada) lakes : species-environment relationships along latitudinal gradients and reconstitution models for water colour and alkalinity*. Canadian Journal of Aquatic Sciences. 59 : 329-349.
- Foody, G. M., 1999. *Application of self-organising feature map neural network in community data analysis*. Ecological Modelling 120: 97-107.
- Foody, G. M. et Mark E. J. Cutler, 2003. *Tree biodiversity in protected and logged Bornean tropical rain forests and its measurement by satellite remote sensing*. Journal of Biogeography, 30: 1046-1053.
- Frissell, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E. et Hurley, M.D., 1986. *A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context*. Environmental Management, 10: 199-214.
- Gell P.A., 1997. *The development of a diatom database for inferring lake salinity, western Victoria, Australia: Towards a quantitative approach for reconstructing past climates*. Australian Journal of Botany, 45 (3):389-423.
- Giraudel, J.L. et Lek, S., 2001. *A comparison of self-organizing map algorithm and some conventional statistical methods for ecological community ordination*. Ecological Modelling, 146: 329-339.
- Gosselain, V., Fauville, C., Campeau, S., Gevrey, M., Coste, M., Ector L., Rimet, F., Tison, J., Delmas, F., Park Y. S., Lek S. et Descy, J. P., soumis. *Diatom biotypology of reference situation at a large scale: European level (PEQANN): Combined results of multivariate analysis and SOM*.
- Guasch, H., Muñoz, I., Rosés, N. and Sabater, S., 1997. *Changes in atrazine toxicity throughout succession of stream periphyton communities*. Journal of Applied Phycology, 9: 137-146.
- Guégan, J.F., Lek, S. et Oberdorff, T., 1998. *Energy availability and habitat heterogeneity predict global riverine fish diversity*. Nature, 391: 382-384.
- Håkansson S., 1993. *Numerical methods for the inference of pH variations in mesotrophic and eutrophic lakes in Southern Sweden - A progress report*. Diatom Res., 8 (2): 349-370.
- Hall, R.I. et Smol, J.P., 1992. *A weighted-averaging regression an calibration model for inferring total phosphorus concentrations from diatoms in British Columbia (Canada) lakes*. Freshwater Biology, 27: 417-434
- Harper, D.M., Kemp, J.L., Vogel, B. et Newson, M.D., 2000. *Towards the assessment of ecological integrity in running water of the United Kingdom*. Hydrobiologia 422/423: 133-142.
- Herbst, D.B. et Blinn, D.W., 1998. *Experimental mesocosm of salinity effects on the benthic algal community of saline lake*. J. Phycol., 34: 772-778.

- Hoang, H., Recknagel, F., Marshall, J. et Choy, S., 2001. *Predictive modelling of macroinvertebrate assemblages for stream habitat assessments in Queensland (Australia)*. Ecological Modelling 195: 195-206.
- Hofmann G., 1994. *Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie*. Bibliotheca Diatomologica, J.Cramer. (30): 1-241.
- Hughes, R.M., Larsen, D.P. et Omernick, J.M., 1986. *Regional Reference Sites : A Method for Assessing Stream Potentials*. Environment Management 10(5): 629-635.
- Hughes , R.M. et Larsen, D.P., 1988. *Ecoregions : An approach to surface water protection*. Journal of the Water Pollution Control Federation: 6: 486-493.
- Hughes, R.M., 1995. *Defining Acceptable Biological Status by Comparing with Reference Conditions*. In: Biological Assessment and Criteria: Tools for water Resource Planning and Decision Making, W. Davis and T. Simon (Editors). Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, p. 31-47.
- Hustedt, F., 1957. *Die Diatomeenflora des Flußsystems der Weser im Gebiet der Hansestadt Bremen*. Abh. Naturw. Ver. Bremen, 34: 181-440.
- Hynes, H.B.N., 1975. *The stream and its valley*. Ver. Internat. Verein. Limnol., 19:1-15.
- Karr, J. R. et Dudley, D. R., 1981. *Ecological perspective on water quality goals*. Environmental Management, 5, 55-68.
- Karul, C., Soyupak, S. et Yurteri, C., 1999. *Neural network models as a management tool in lakes*. Hydrobiologia 408/409: 139-144.
- Kawecka, B., 1985. *Ecological characteristics of sessile algal communities in the Olczysky stream (Tatra Mts, Poland) with special consideration of light and temperature*. Acta Hydrobiologia, 27: 299-310.
- Kawecka, B., 1986. *The effect of light deficiency on communities of sessile algae in the Olczysky stream (Tatra Mts, Poland)*. Acta Hydrobiologia, 28: 379-386.
- Kelly, M.G., Penny, C.J. et Whitton, B.A., 1995. *Comparative performance of benthic diatom indices used to assess river water quality*. Hydrobiologia, 302: 179-188
- Kelly, M.G., et Whitton, B.A., 1995. *The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers*. Journal of Applied Phycology, 7, 433-444.
- Kelly, M.G., Whitton, B.A. et Lewis, A., 1996. *Use of diatoms to monitor eutrophication in U.K. rivers*. Use of Algae for Monitoring Rivers II, P.79-86.
- Kelly, M. G., 1998. *Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers*. Water Resources, 32: 236-242.
- Kelly, M. G., 2002. *Role of benthic diatoms in the implementation of the Urban Wastewater Treatment Directive in the River Wear, North-East England*. Journal of Applied Phycology, 14: 9-18.
- Kohonen, T., 1982. *Self-organized formation of topologically correct feature maps*. Biol. Cybern. 43, 59-69.
- Kohonen, T., 2001. *Self-Organizing Maps, third ed.*. Springer, Berlin.

- Krammer, K. et Lange-Bertalot, 1986-1991. *Bacillariophyceae. Susswassseflora von Mitteleuropa*. Band 2(1-4). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. Vols. 1-4. J. Cramer, Berlin, 434p.
- Krstic, S., Levkov, Z. et Stojanovski, P. 1999. *Saprobiological characteristics of diatom microflora in river ecosystems in the Republic of Macedonia as a parameter for determination of intensity of anthropogenic influence*. Use of Algae for Monitoring River III, p. 145-153.
- Lange-Bertalot, H., 1979. *Pollution tolerance of diatoms as a criterion of water quality estimation*. Nova Hedwigia, 64: 285-304.
- Larsen, D.P., Hughes, R.M., Rohm, C.M., Whittier, T.R., Kinney, A.J., Gallant, A.L. et Dudley, D.R., 1986. *Correspondance between spatial patterns in fish assemblages in Ohio streams and aquatic ecoregions*. Environmental Management, 10: 815-828.
- Lavoie, I., 2001. *Évaluation du périphyton comme un bioindicateur de la qualité de l'eau des rivières agricoles du Québec*. Mémoire de maîtrise, département de biologie, Université Laval.
- Lavoie, I., Vincent, W.F., Pienitz, R. et Painchaud, J., 2003. *Effets du débit sur la dynamique temporelle des algues périphytiques dans une rivière influencée par les activités agricoles*. Revue des sciences de l'eau 16 : 887-909.
- Lavoie, I., Vincent, W.F., Pienitz, R. et Painchaud, J., 2004. *Algae as bioindicator of agricultural pollution in the stream and river of southern Québec (Canada)*. Aquatic Ecosystem Health and Management, 7: 43-58.
- Lay, J.A. et Ward, A.K., 1987. *Algal community dynamics in two streams associated with different geological regions in the southeastern United States*. Arch. Hydrobiologia, 108(3): 305-324.
- Lek, S., Delacoste, M., Baran, P., Dimopoulos, I., Lauga, J. et Aulagnier, S., 1995. *Application of networks to modelling nonlinear relationships in ecology*. Ecological Modelling 80: 39-52.
- Lek, S., Dimopoulos, I. et Fabre, A., 1996. *Predicting phosphorus concentration and phosphorus load from watershed characteristics using backpropagation neural networks*. Acta Ecologica 1: 43-53.
- Lek, S. et Guégan, J. F., 1999. *Artificial neural networks as a tool in ecological modelling, an introduction*. Ecological Modelling 120: 65-73.
- Leland, H.V., 1994. *Distribution of benthic algae in Yakima River Basin, Washington, in relation to geology, land use, and other environmental factors*, [abs.], in Sorenson, S.K., ed., 1994, Proceedings abstracts American Water Resources Association's symposium on the National Water- Quality Assessment Program—November 7-9, 1994, Chicago, Ill.: U.S. Geological Survey Open-File Report 94-397, p. 21.
- Leland, H.V. 1995. *Distribution of phytobenthos in the Yakima River basin, Washington, in relation to geology, land use, and other environmental factors*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 1108-1129.
- Leland, H. V. et Porter, S. D., 2000. *Distribution of benthic algae in upper Illinois River basin in relation to geology and land use*. Freshwater Biology 44: 279-301
- Leland, H.V., Brown, L.R. et Mueller, D.K., 2001. *Distribution of algae in the Joaquin River, California, in relation to nutrient supply, salinity and other environmental factors*. Freshwater Biology, 46: 1139-1167.

- Leclercq, L. et Despieux, E., 1987. *Typologie des rivières oligotrophes du massif ardennais (Belgique) par des analyses multivariées de relevés de diatomées benthiques*. Hydrobiologia, 153 : 175-192.
- Lenoir, A. et Coste, M., 1996. *Development of practical diatomic index of overall water quality applicable to the French National Water Board Network*. In : Whitton B.A. & Rott E. (eds), *Use of Algae for monitoring Rivers II*, Institut für Botanik, Universität Innsbruck, pp. 29-43.
- Li, T. et J.P. Ducruc, 2000. *Les Provinces naturelles du Québec : Niveau I du cadre écologique du Québec*. Les Publications du Québec, 81 p.
- Lotspeich, F.B., 1980. *Watersheds as the basic ecosystem: this conceptual framework provides a basis for a natural classification system*. Water Resources Bulletin, 16(4): 581-586.
- Lowe, R.L., 1974. *Environmental requirements and pollution tolerance of freshwater diatoms*. U.S.EPA Rep., 334p.
- Lowe, R.L., Golladay, S.W. et Webster, J.R., 1986. *Periphyton response to nutrient manipulation in streams draining clearcut and forested watersheds*. J. North Am. Benthol. Soc., 5: 221-229.
- Lowe, R.L. et Laliberte, G.D., 1996. *Benthic stream algae: distribution and structure*. In *Methods in Stream Ecology*. Édité par Hauer, F. R. et G. A. Lamberti. Academic Press, San Diego. 674 p.
- Lowe, R. L. et Y. Pan. 1996. *Benthic algal communities as biological monitors*. Dans *Algal ecology : Freshwater benthic ecosystems*. Édité par Bothwell, M. L. et R. L. Lowe. Academic Press, San Diego. 753 pp.
- Maxwell, J.R., Edwards, C.J., Jensen, M.E., Paustian, S.J., Parrot, H. et Hill, D.M., 1995. *A Hierarchical Framework of Aquatic Ecological Units in North America (Nearctic zone)*. General Technical Report NC-176, United States Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station, St. Paul, Minnesota, 72p.
- McCormick, P., J. Cairns. 1994. *Algal as Indicators of Environmental Change*. Journal of Applied Phycology 6:509-526.
- McCormick, P.V. et Stevenson, R.J., 1998. *Periphyton as a tool for ecological assessment and management in the Florida Everglades*. J. Phycol, 34, 726-733.
- McCune, B. et Mefford, M.J., 1999. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Mercier, V., Vis, C., Morin, A., Hudon, C., 1999. *Patterns in invertebrate and periphyton size distributions from navigation buoys in the St. Lawrence River*. Hydrobiologia, 394: 83-91.
- Milner, N., Wyatt, R.J., Scott, M., 1993. *Variability in the distribution and abundance of stream salmonids, and the associated use of habitat models*. J. Fish. Biol., 43: 103-119.
- Milner, N.J., Wyatt, R.J., Barnard, S. et Scott, M.D., 1995. *Variance structuring in stream salmonid populations, effects of geographical scale and implications for habitat models*. Bull. Fr. Peche Piscic. 337/338/339 : 387-398.
- Minshall, G.W. et Minshall, J.N., 1978. *Further evidence on the role of chemical factors in determining the distribution of benthic invertebrates in the River Duddon*. Arch. Hydrobiologia, 83: 324-355.
- Moyle, P. B. et Randall, P. J., 1998. *Evaluating the biotic integrity of watersheds in the Sierra Nevada, California*. Conservation Biology, 12, 1318-1326.

Muhar, S., Schwarz, M. et Jungwirth, 1995. *River restoration concepts-goals and perspective*. Hydrobiologia, 303: 183-194.

Muhar, S., 1996. *Habitat improvement of Austrian rivers with regard to different scales*. Regulated Rivers-Research and Management, 12 (4-5): 471-482.

Muhar, S., Schwarz, M. et Schmutz, S., 2000. *Identification of rivers with high and good habitat quality: methodological approach and implications in Austria*. Hydrobiologia, 422: 343-358.

Naiman, R.J., Longarich, D.G., Beechie, T.J. et Ralph, S.C., 1992. *General principles of classification and the assessment of conservation potential in rivers*. In River conservation and management. Edited by P.J. Boon, P. Calow, and G.E. Petts. John Wiley and Sons, New York. p.93-123.

Nelson, K. J., Hoagland, K.D. et Siegfried, B.D., 1999. *Chronic effects of atrazine on tolerance of a benthic diatom*. Environmental Toxicology and chemistry 18(5): 1038-1045.

Obach, M., Wagner, R., Werner, H. et Schmidt, H.H., 2001. *Modelling population dynamics of aquatic insects with artificial neural networks*. Ecological Modelling 146: 207-217.

Olding, D.D., Hellebust, Johan A. et Douglas, M.S.V., 2000. *Phytoplankton community composition in relation to water quality and water-body morphometry in urban lakes and reservoirs, and ponds*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 57: 2163-2174.

Omernick, J.M., 1987. *Ecoregions of the conterminous United States*. Annals of the Association of American Geographers, 77:118-125.

Omernick, J.M. et Griffith, G.E., 1991. *Ecological Regions Versus Hydrological Units: Frameworks for Managing Water Quality*. Journal of Soil and Water Conservation, 46(5): 334-340.

Omernick, J.M., 1995. *Ecoregions: a spatial framework for environmental management*. Pages 49-62 in W.S. Davis and T.P. Simon (editors). Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

Omernick, J.M. et Bailey, R.G., 1997. *Distinguishing between watersheds and ecoregions*. Journal of the American Water Resources Association, 33 no5: 935-949.

Ormerod, S.J. et Edwards, R.W., 1987. *The ordination and classification of macroinvertebrate assemblages in the catchment of the river Wye in relation to environmental factors*. Freshwater Biology, 17:533-546.

Pan, Y., Stevenson, R.J., Hill, B.H., Herlihy, A.T. et Collins, G.B., 1996. *Using diatoms as indicators of ecological conditions in lotic systems: a regional assessment*. Journal of North American Benthological Society, 15(4): 481-495.

Pan, Y., Stevenson, R.J., Hill, B.H., Kaufmann, P.R., Herlihy et Alan T., 1999. *Spatial patterns and ecological determinant of benthic algal assemblages in Mid-Atlantic streams, USA*. Journal Phycology. 35: 460-468.

Pan, Y., Stevenson, R.J., Hill, B.H., et Herlihy, A., 2000. *Ecoregion and benthic diatom assemblages in Mid-Atlantic Highlands streams, USA*. Journal of North. American. Benthological. Society, 19: 518-540.

Park, Y.S., Verdonchot, P.F.M, Chon, T.S., Lek, S., 2003a. *Patterning and predicting aquatic macroinvertebrate diversities using artificial neural network*. Water Research 37 (2003)1749 –1758.

Park, Y.S., Cereghino, R., Compin A., Lek, S., 2003b. *Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters*. Ecological Modelling 160 : 265/ 280

Patrick, R. et Reimer C.W. (1966). *The diatoms of the United States*. Monographs the Academy of natural Sciences of Philadelphia: 13 (1), 688 pp; 13 (2,1), 213 pp.

Pella, H., Chanderis, A., et Wasson, J.G., 2004. Constitution d'un système d'information à référence spatiale dans le contexte de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau, in Mise en place de système d'information à référence spatiale, Vè séminaire du réseau d'animation REGLIS du Cemagref, Les Actes, 47-59.

Peterson, C.G. et Stevenson, R.J., 1992. *Resistance and resilience of lotic algal communities : importance of disturbance timing and current*. Ecology, 73: 1445-1461.

Peterson G. P. et Stevenson, R. J.. 1990. *Post-spate development of epilithic algal communities in different current environments*. Canadian Journal of Botany, 68 : 2092-2102.

Potapova, M.G. et Charles Donald F., 2002. *Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients*. Journal of Biogeography, 29, 167-187.

Potapova, M.G. et Charles Donald F., 2003. *Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition*. Freshwater Biology, 48: 1311-1328.

Pringle, C. M., 1990. *Nutrient spatial heterogeneity: effects on community structure, physiognomy, and diversity of stream algae*. Ecology, 71: 905-920.

Prygiel, J. et Coste, M., 1993. *Utilisation des indices diatomiques pour la mesure de la qualité des eaux du bassin Artois-Picardie: bilan et perspectives*. Annis Limnology, 29: 255-267.

Prygiel, J. et Coste, M., 1996. *Recent trends in monitoring French rivers using algae, especially diatoms*. In Whitton BA, Rott E (eds) *Use of Algae for Monitoring Rivers III*, Rott, E. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, p.87-97.

Prygiel, J., Whitton, B.A. et Bukowska, J., 1999. *Use of algae for monitoring rivers III*. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, 271p.

Prygiel, J., 2002. *Management of the diatom monitoring networks in France*. Journal of Applied Phycology 14: 19-26.

Racca, J.M.J., Philibert, A., Racca, R. et Prairie, Y.T, 2001. *A comparison between diatom-based pH inference models using Artificial Neural Networks (ANN), Weighted Averaging (WA) and Weighted Averaging Partial Least Squares (WA-PLS) regressions*. Journal of Paleolimnology 26: 411 -422.

Rabeni, C.F., 2000. *Evaluating physical habitat integrity in relation to the biological potential of stream*. Hydrobiologia 422-423: 245-256.

Reavie, E. D., Hall, R.I. et Smol, J.P., 1995a. *An expanded weighted-averaging model for inferring past total phosphorus concentrations from diatom assemblages in eutrophic British Columbia (Canada) lakes*. Journal of Paleolimnology, 14(1): 49-67.

Reavie, E. D., Smol, J.P. et Carmichael, N.B., 1995b. *Postsettlement eutrophication histories of six British Columbia (Canada) lakes*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52(11): 2388-2401.

- Reavie, E. D. et Smol, J. P., 1997. *Diatom-based model to infer past littoral habitat characteristics in the St. Lawrence River*. Journal of Great Lakes Research 23(3): 339-348.
- Reavie, E. D. et Smol, J. P., 1998a. *Epilithic diatoms of the St. Lawrence River and their relationships to water quality*. Canadian-Journal-of-Botany., 76 (2) 251-257.
- Reavie, E. D. et Smol, J. P., 1998b. *Diatom paleolimnology of two fluvial lakes in the St. Lawrence river: A reconstruction of environmental changes during the late century*. Journal-of-Phycology., 34 (3) 446-456.
- Reavie, E. D., Smol, J.P., Sharpe, I.D., Westenhofer, L.A., Robert, A., 2000. *Paleolimnological analyses of cultural eutrophication patterns in British Columbia lakes*. Canadian-Journal-of-Botany., 78 (7): 873-888.
- Reavie, E. D. et Smol J. P., 2001. *Diatom-environmental relationships in 64 alkaline southeastern Ontario (Canada) lakes: a diatom-based model for water quality reconstructions*. Journal of paleolimnology 25: 25-42.
- Recknagel, F., 1997. *ANNA – Artificial Neural Network model for predicting species abundance and succession of blue-green algae*. Hydrobiologia 349: 47-57.
- Reed J.M., 1998. *A diatom-conductivity transfer function for Spanish salt lakes*. Journal of Paleolimnology., 19: 399-416.
- Reimann, I., Hamm, A., 1995. Experimentelle Untersuchungen zur Trophie-Indikation anhand von Aufwuchsdiatomeen. Abschlußbericht zum Forschungsprojekt " Epiphytische Diatomeen als Trophie-indikatoren im Litoral stehender Gewässer" , Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wasserforschung, Demollstr. 31, D-82407 Wielenbach: 1-143.
- Renberg I. et Hellberg T., 1982. *The pH history of lakes in southwestern Sweden , as calculated from the subfossil diatomflora of the sediments*. Ambio, 11: 30-33.
- Roberts D. et McMinn A., 1998. *A weighted-averaging regression and calibration model for inferring lakewater salinity from fossil diatom assemblages in saline lakes of the Vestfold Hills: a new tool for interpreting Holocene lake histories in Antarctica*. Journal of. Paleolimnology., 19: 99-113.
- Rogers, C.F. et Wasson, J.G., 1997. *Cadrage géographique de la structure et de la dynamique physique des hydrosystèmes du bassin rhodanien français : l'approche Hydro-écorégions*. Communication présentée au Séminaire G.I.P. Hydrosystèmes « Journée du Rhône » le 27/03/97 à la direction régionale du CNRS Rhône-Alpes, 60100 Villeurbanne, France.
- Rott E., Hofmann G., Pall K., Pfister P. et Pipp E., 1997. *Indikationslisten für aufwuchsalgen in Österreichischen fliessgewässern*. Teil 1: Saprobielle Indikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien, 73 p.
- Rott, E., Duthie, H.C. et Pipp, E., 1998. *Monitoring organic pollution and eutrophication in the Grand River, Ontario, by means of diatoms*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 55: 1443-1453.
- Round F.E., Crawford R.M. et Mann D.G., 1990a. *The Diatoms. Biology & Morphology of the genera*. Cambridge University Press. 747 p.
- Round, F.E., 1981. *The ecology of Algae*. Cambridge University Press, Cambridge, 653 p.
- Round, F.E., 1991. *Diatoms in river water-monitoring studies*. Journal of Applied phycology, 3: 129-145.

- Rühland, K.M. et Smol, J.P., 2002. *Freshwater diatoms from the Canadian arctic treeline and development of paleolimnological inference models*. J. Phycol., 38, 249-264.
- Rühland, K.M., Smol, J.P. et Pienitz, R., 2003. *Ecology and spatial distributions of surface-sediment diatoms from 77 lakes in the subarctic Canadian treeline region*. Canadian Journal of Botany, 81: 57-73.
- Schiefele, S. et Schreiner, C., 1991. *Use of diatoms for monitoring nutrient enrichment, acidification and impact of salt in rivers in Germany and Austria*. In: Whitton BA, Rott E, Friedrich G (eds) Use of algae for monitoring rivers. Institut für Botanik, Innsbruck. P. 103-110, ISBN 3-9500090-0-0
- Schiefele, S. et Kohmann, F., 1993. Bioindikation der Trophie in Fließgewässern. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Proj.Rep. No102 01 504, 211pp. Available from: Umweltbundesamt, Bismarkplatz 1 P.O. Box 330022, D-14191 Berlin.
- Schmutz, S., Kaufmann, M., Vogel, B., Jungwirth, M. et Muhar, S., 2000. *A multi-level concept for fish-based, river-type-specific assessment of ecological integrity*. Hydrobiologia, 422/423: 279-289.
- Sladeczek, V. 1986. *Diatoms as indicators of organic pollution*. Acta Hydrochimical Hydrobiology, 14: 555-566.
- Smith M.A., 1990. *The ecophysiology of epilithic diatom communities of acid lake in Galloway, southwest Scotland*. In Palaeolimnology and Lake acidification, Battarbee, R.W.; Mason, S.J.; Renberg, I.; Talling, J.F., Phil. Trans. R. Soc. Lond., London: 251-256.
- Snoeijs, P., 1994. *Distribution of epiphytic diatom species composition, diversity and biomass on different macroalgal hosts along seasonal and salinity gradients in the Baltic sea*. Diatom Research, 9 (1):189-211
- Steinberg, C. et Schiefeles, S., 1988. *Biological indication of trophy and pollution of running waters*. Z. Wasser-Abwasser-Forsch. 21 : 227-234.
- Stevenson, R. J., 1997. *Scale-dependant determinants and consequences of benthic algal heterogeneity*. Journal of North American Benthological. Society, 16: 248-62.
- Soucek, D.J., Schmidt, T.S. et Cherry, D.S., 2001. *In situ studies with Asian clams (Corbicula fluminea) detect acid mine drainage and nutrient inputs in low-order streams*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 58: 602-608.
- Snyder, E.B., Robinson, C.T., Minshall, G.W. et Rushforth, S.R., 2002. *Regional patterns in periphyton accrual and diatom assemblage structure in a heterogeneous nutrient landscape*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 59: 564-577.
- Ter Braak, C.J.F. et Van Dam H., 1989. *Inferring pH from Diatoms: a comparison of old and new calibration methods*. Hydrobiologia, 178: 209-223.
- Ter Braak, C.J.F. et Smilauer, P., 1998. *CANOCO reference manual and user's guide to CANOCO for Windows: software for canonical community ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, N. Y.
- Underwood G.J., Phillips J. Saunders K., 1998. *Distribution of estuarine benthic diatom species along salinity and nutrient gradients*. European. Journal of Phycology, 33 (2):173-183.
- US Water Environment Federation, 1992. *Water Quality 2000: A National Water Agenda for the 21st Century*. Water Environment Federation, Alexandria. Virginia.

- Van Dam H., 1982. *On the use of measures of structure and diversity in applied diatoms ecology*. Nova Hedwigia 73 : 97-115.
- Van Dam H., Mertens A. et Janmaat L.M., 1993. De invloed van atmosferische depositie op diatomeeën en chemische samenstelling van het water in sprengen, beken en bronnen. IBN-rapport 052, ibn-dlo, Wageningen. Available from Van Dam, H, Aquasense TEC, Generaal Foulkesweg 72, 6703 BW Wageningen, The Netherlands.
- Van Dam H., Mertens A. et Sinkeldam J., 1994. *A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands*. Netherlands Journal of Aquatic Ecology, 28: 117-133.
- Van Dam H., 1997. *Partial recovery of moorland pools from acidification: indications by chemistry and diatoms*. Netherlands Journal of Aquatic Ecology, 30 (2-3): 203-218.
- Vis, C., Cattaneo, A., et Hudon, C., 1998a. *Periphyton as an indicator of water quality in the St Lawrence River (Quebec, Canada)*. Environmental-Pollution, 101 (1) 13-24.
- Vis, C. et 1998b. *Periphyton in the clear and colored water masses of the St. Lawrence River (Quebec, Canada): A 20-year overview*. Journal-of-Great-Lakes-Research, 24 (1): 105-117.
- Wasson, J.G., 1996. *Structures régionales du bassin de la Loire*. La Houille Blanche, 6/7 : 25-31.
- Wasson, J.G., Chandesris, A. et Pella, H., 2002a. Définition des hydro-écorégions de France métropolitaine. Approche régionale de typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés. Rapport Cemagref Lyon BEA/LHQ et MATE/DE, 190 p.
- Wasson, J.G., Barrera, S., Barrère, B., Binet, D., Collomb, D., Gonzales, I., Gourdin, F., Guyot, J.L., et Rocabado, G., 2002b. Hydro-écolrégions of the Bolivian Amazon Basin-the geographical frame of running water ecosystem functioning.- In McClain, M.E. (eds.), *Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands*: IASH special publication N° chap.5, 69-91.
- Watanabe, T., Asai, K., et Houki, A., 1990. *Numerical simulation of organic pollution in flowing waters*. In Encyclopedia of environmental control technology. Vol. 4. Hazardous waste containment and treatment. Edited by P.N. Cheremisinoff. Gulf Publishing Company, Houston, Tex. P. 251-281.
- Whittier, T.R., Hughes, R.M. et Larsen, D.P., 1988. *The correspondence between ecoregions and spatial patterns in stream ecosystems in Oregon*. Canadian Journal of fisheries and Aquatic Sciences, 45(7): 1264-1278.
- Wilson S.E., Cumming B.F. et Smol J.P. 1994. *Diatom-salinity relationships in 111 lakes from the Interior Plateau of British Columbia, Canada: The development of diatom-based models for paleosalinity reconstructions*. Journal of Paleolimnology, 12: 197-221.
- Wilson S.E., Cumming B.F. et Smol J.P., 1996. Assessing the reliability of salinity inference models from diatom assemblages: an examination of a 219-lake data set from western North America. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 53: 1580-1594.
- Winter, J. G. et Duthie, H. C., 2000a. *Epilithic diatoms as indicators of stream total N and total P concentration*. Journal of the North American Benthological society, 19(1): 32-49.
- Winter, J. G. et Duthie, H. C., 2000b. *Stream biomonitoring at an agricultural test site using benthic algae*. Revue canadienne de botanique, 78(10): 1319-1325.
- Winter, J.G., Dillon, P.J; Paterson, C., Reid, R.A. et Somers, K.M., 2003. *Impact of golf course construction and operation on headwater streams: bioassessment using benthic algae*. Canadian Journal of Botany, 81: 848-858.

Wright, J.F., 1984. *A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data*. *Freshwater Biology*, 14: 221-256.

Wunsam, S., A. Cattaneo et N. Bourassa. 2002. *Comparing diatom species, genera and size in biomonitoring: a case study from streams in the Laurentians (Quebec, Canada)*. *Freshwater Biology*, 47: 325-340.

Xu, F. L., Jorgensen, S.E et Tao, S., 1998. Ecological indicators for assessing freshwater ecosystem health. *Ecological Modelling* 116: 77-106.

Ziemann H., 1971. *Die Wirkung des Salzgehaltes auf die Diatomeenflora als Grundlage für eine biologische Analyse und Klassifikation der Binnengewässer*. *Limnologica*, 8: 505-525.

Ziemann H., 1991. *Veränderungen der Diatomeenflora der Werra unter dem Einfluss des Salzgehaltes*. *Acta Hydrochim. Hydrobiology*, 19 (2): 159-174.

ANNEXES

LISTE DES ANNEXES

Annexe A : Description des stations d'échantillonnage.....	179
Annexe B : Fiche de terrain.....	182
Annexe C : Formation des groupes éco-physiographiques.....	187
Annexe D : Statistiques descriptives des groupes éco-physiographiques.....	190
Annexe E : Description détaillée de la composition des groupes éco-physiographiques.....	196
Annexe F : Description des variables.....	203
Annexe G : Formation des communautés types	206
Annexe H : Stations d'échantillonnage composant chaque communauté type.....	209
Annexe I : Composition taxonomique des communautés types.....	212
Annexe J : Communauté type du printemps et de l'automne.....	225
Annexe K : Espèces indicatrices.....	247
Annexe L : Écologie de 77 taxa de diatomées.....	256
Annexe M : Communauté de référence des groupes éco-physiographiques.....	266
Annexe N : Formation des communautés types de l'automne.....	285
Annexe O : Statistiques sur l'habitat et les bassins versants des 126 stations d'échantillonnage.....	288
Annexe P : Composition détaillée des relevés composant chaque groupe éco-physiographique et leurs relevés de références associés.....	298

ANNEXE A
Description des stations d'échantillonnage

BQMA	ID	Description de la station
1170001	29	MADAWASKA AU PONT-ROUTE A DEGELIS
1170022	30	CABANO AU PONT-ROUTE A 4 KM AU NORD DE SAINT-EUSEBE
2250002	31	DU LOUP A 10.7 KM EN AMONT DU PONT-ROUTE 289
2250005	32	DU LOUP A LA SORTIE DES TURBINES D'HYDRO-FRASER (1 KM AMONT DU PONT-ROUTE 132)
2260002	170	AUX PERLES AU PONT DE KAMOURASKA À TROIS KM DE L'EMBOUCHURE
2260003	171	GOUDRON AU PONT DU CHEMIN DE L'EMBARRAS À KAMOUSRASKA
2260004	172	DUFOUR AU PONT-ROUTE 230 AU SUD-OUEST DE SAINT-PASCAL
2260005	173	SAINT-DENIS AU PONT DE LA ROUTE DU PETIT-BRAS À SAINT-BRUNEAU
2260006	174	AUX PERLES AU PONCEAU DE LA ROUTE À PADOUE À SAINT-GABRIEL
2300001	33	BOYER AU PONT-ROUTE 281 AU SUD-EST DE SAINT-MICHEL
2300002	34	BOYER SUD AU PONT A 7 KM EN AMONT DE SAINT-CHARLES
2300003	35	BOYER NORD AU PONT A 9 KM EN AMONT DE SAINT-CHARLES
2300004	36	RUISSEAU DU PORTAGE AU PONT-ROUTE A 3 K M AU NORD-OUEST DE SAINT-CHARLES
2300005	37	RUISSEAU HONFLEUR AU PONT-ROUTE A 4 KM AU SUD-OUEST DE SAINT-GERVAIS
2310004	38	DU SUD AU PONT-ROUTE DU CN A 2 KM DE L'EMBOUCHURE
2330001	39	ETCHEMIN AU PONT-ROUTE 132 A SAINT-ROMUALD
2330010	40	ETCHEMIN AU PONT-ROUTE AU SUD-EST DE SAINT-LUC
2340004	41	CHAUDIERE AU PONT-ROUTE A NOTRE-DAME-DES-PINS
2340006	42	CHAUDIERE AU PONT EN AMONT DE LA DROLET AU SUD-OUEST DE SAINT-LUDGER
2340014	43	CHAUDIERE AU PONT-ROUTE 171 A SCOTT
2340033	44	CHAUDIERE A LA PRISE D'EAU DE CHARNY A 5.6 KM DE L'EMBOUCHURE (P2 B2)
2340034	45	BEAURIVAGE AU PONT-ROUTE 171 A SAINT-ETIENNE
2340050	46	CHAUDIERE AU PONT-ROUTE 132 A SAINT-ROMUALD A 1.3 KM DE L'EMBOUCHURE (P1 B1)
2340051	47	BRAS D'HENRI AU PONT-ROUTE AU NORD-EST DE SAINT-GILLES
2340086	48	DES ILES BRULEES A 2 KM EN AVAL DE SAINT-BERNARD
2340099	49	BRAS D'HENRI AU PONT-ROUTE AU NORD-EST DE SAINT-NARCISSE
2400004	50	BECANCOUR AU PONT-ROUTE 132A BECANCOUR
2400005	51	BECANCOUR AU PONT-ROUTE A 1,3 KM AU SUD-OUEST DE SALABERRY (PRES DE BLACK-LAKE)
2400006	52	BECANCOUR AU PONT-ROUTE A LA SORTIE DU LAC WILLIAM
2E90001	53	FOUQUETTE AU PONT-ROUTE A 1 KM DE L'EMBOUCHURE
2E90002	54	FOUQUETTE A 400 METRES EN AVAL DU RUISSEAU TURGEON
3010007	55	NICOLET AU PONT A SAINT-ALBERT
3010008	56	NICOLET AU PONT-ROUTE 226 A SAINTE-MONIQUE
3010009	57	NICOLET SUD-OUEST AU PONT-ROUTE 226 A LA VISITATION
3010036	58	NICOLET SUD-OUEST AU PONT-ROUTE A L'EST DE SAINT-LUCIEN
3010038	59	DES PINS AU PONT-ROUTE A 2.5 KM DE L'EMBOUCHURE A L'EST DE SAINT-ALBERT
3020031	60	SAINT-FRANCOIS AU PONT-ROUTE 132 A PIERREVILLE
3020035	61	SAINT-FRANCOIS AU PONT-ROUTE 143 A BROMPTONVILLE
3020037	62	MAGOG AU PONT-ROUTE 55 A L'EST DE MAGOG
3020040	63	SAINT-FRANCOIS EN AMONT DE LA MASSAWIPPI AU PONT-ROUTE A LENNOXVILLE
3020042	64	AU SAUMON AU PONT-ROUTE DE FONTAINEBLEAU
3020073	85	MAGOG A LA DECHARGE DU LAC MEMPHREMAGOG A 32.7 KM DE L'EMBOUCHURE (P4)
3020081	66	SAINT-FRANCOIS AU PONT-ROUTE 243 A RICHMOND
3020082	67	MASSAWIPPI AU PONT DE LA RUE MASSAWIPPI A LENNOXVILLE
3020176	68	MAGOG AU PONT MONTCALM A SHERBROOKE
3020177	69	COATICOOK AU PONT-ROUTE 143 EN AVAL DE WATERVILLE

3020187	70	AUX CERISES AU PONT-ROUTE 10 AU SUD DE CHERRY RIVER
3020243	71	SAINT-FRANCOIS A 3 KM EN AVAL DU PONT-ROUTE 20 (EN AMONT DE L'ILE ROCHELEAU)
3030003	72	NOIRE AU PONT-ROUTE 235 A SAINT-PIE
3030023	74	YAMASKA AU PONT-ROUTE A YAMASKA
3030026	75	YAMASKA AU PONT-ROUTE A 4 KM. EN AMONT DE LA NOIRE
3030031	76	YAMASKA SUD-EST A 3.5 KM DE L'EMBOUCHURE A L'EST DE FARNHAM (P37 B37)
3030038	77	CHIBOUET AU PONT-ROUTE A SAINT-HUGUES
3030041	78	YAMASKA SUD-EST AU PONT-ROUTE 139 A BROME-OUEST
3030094	79	YAMASKA AU PONT-ROUTE 215 A LA SORTIE DU LAC BROME
3030096	80	A LA BARBUE AU PONT-ROUTE PRES DE L'EMBOUCHURE
3030108	81	YAMASKA NORD AU PONT-ROUTE A SAINT-ALPHONSE-DE-GRANBY
3030123	82	YAMASKA AU PONT-ROUTE EN AVAL DE LA CHIBOUET A SAINT-HUGUES
3030199	83	YAMASKA AU PONT-ROUTE EN AVAL D'ADAMSVILLE
3040007	85	DES HURONS AU PONT A 1.5 KM AVAL RUISSEAU SAINT-LOUIS AU NORD DE MARIEVILLE
3040009	86	RICHELIEU A L'USINE DE FILTRATION DE SOREL
3040010	87	RICHELIEU AU BARRAGE FRYER AU NORD DE SAINT-JEAN-SUR-RICHELIEU
3040012	88	RICHELIEU AU PONT DU CN A L'EST DE LACOLLE
3040013	89	L'ACADIE A 1.1 KM EN AMONT DU RUISSEAU ROBERT AU SUD-OUEST DE CARIGNAN
3040015	90	AUX BROCHETS AU PONT-ROUTE 133 A PIKE RIVER
3040017	91	RICHELIEU A LA TRAVERSE DE SAINT-CHARLES-SUR-RICHELIEU
3090001	92	CHATEAUGUAY AU PONT-ROUTE 205 AU NORD DE SAINTE-MARTINE
3090002	93	DES ANGLAIS AU PONT-ROUTE A HOWICK
3090003	94	CHATEAUGUAY AU PONT A DEWITTVILLE
3090005	95	CHATEAUGUAY A 1.6 KM EN AVAL DU PONT DE POWERSCOURT
3090009	96	TROUT A KENSINGTON
3090046	97	RUISSEAU NORTON AU PONT-ROUTE A SAINTE-CLOTHILDE-DE-CHATEAUGUAY
3090047	98	DES ANGLAIS A 0.1 KM EN AVAL DE LA FRONTIERE DES U.S.A. PRES DE HEMMINGFORD
3110003	99	SAINT-LOUIS AU PONT-ROUTE ENTRE LE RANG SAINTE-ANNE ET LE CHEMIN SAINT-LOUIS
4010002	100	DU NORD AU PONT-ROUTE 344 A SAINT-ANDRE-EST
4010008	101	DU NORD AU PONT-ROUTE A SAINT-CANUT
4010010	102	DU NORD AU PONT GAGLIESI A PIEDMONT
4020001	103	ROUGE AU PONT-ROUTE 148 A L'OUEST DE CALUMET
4020103	104	DU DIABLE AU PONT PRUD'HOMME A 5 KM EN AVAL DE SAINT-JOVITE
4040001	105	DE LA PETITE NATION AU PONT-ROUTE 148 A L'OUEST DE PLAISANCE
4040039	106	DE LA PETITE NATION AU PONT DE LA DECHARGE DU LAC SIMON
4060001	107	DU LIEVRE AU BARRAGE DE MONT-LAURIER
4060004	108	DU LIEVRE AU PONT-ROUTE A BUCKINGHAM
4080003	109	GATINEAU AU PONT-ROUTE EN AMONT DU RUISSEAU CHELSEA AU NORD DE GATINEAU
4080223	110	GATINEAU AU PONT-ROUTE 117 A GRAND-REMOUS
4640003	123	MASCOUCHE AU PONT-ROUTE 640 A MASCOUCHE
5010007	124	SAINT-MAURICE A L'USINE DE FILTRATION DE TROIS-RIVIERES
5010012	125	SHAWINIGAN A 0.2 KM DE SON EMBOUCHURE AVEC LA SAINT-MAURICE A SHAWINIGAN
5010014	127	SAINT-MAURICE AU PONT-ROUTE 157 A SHAWINIGAN-FALLS
5010386	128	SAINT-MAURICE AU BARRAGE BEAUMONT
5030001	129	BATISCAN AU PONT-ROUTE A SAINTE-GENEVIEVE-DE-BATISCAN
5030113	20	DES ENVIES AU PONT A LA DECHARGE DU LAC TRAVERSE PRES DE SAINTE-THECLE
5030114	2	DES ENVIES AU PONT A 2 KM DE SON EMBOUCHURE PRES DE SAINT-STANISLAS
5040006	175	BLANCHE AU PONT-ROUTE EN AMONT DE LA NOIRE
5040007	130	SAINTE-ANNE AU PONT ROUTE 138 A SAINTE-ANNE-DE-LA-PERADE
5040113	131	SAINTE-ANNE (BRAS DU NORD) AU PONT-ROUTE 367 A L'OUEST DE SAINT-RAYMOND
5040116	132	SAINTE-ANNE AU PONT-ROUTE AU NORD DE SAINTE-CHRISTINE
5040139	133	NOIRE AU PONT-ROUTE 367 PRES DE RIVIERE-A-PIERRE
5080004	134	JACQUES-CARTIER A TEWKESBURY

5080006	135	JACQUES-CARTIER AU PONT-ROUTE A L'EMBOUCHURE A DONNA CONA
5090002	136	SAINT-CHARLES AU PONT DE LA RUE SCOTT A QUEBEC
5090003	137	SAINT-CHARLES AU PONT DE LA RUE MORRISSETTE A LORETTEVILLE
5090016	138	SAINT-CHARLES AU PONT-ROUTE A LA DECHARGE DU LAC SAINT-CHARLES (RUE DELAGE)
5220001	140	L'ASSOMPTION AU PONT-ROUTE 131 A JOLIETTE
5220003	141	L'ASSOMPTION AU PONT-ROUTE A LE GARDEUR
5220004	142	L'ASSOMPTION AU PONT-ROUTE A 0,6 KM EN AMONT DE LA OUAREAU A L'EST DE CRABTREE
5220005	143	DE L'ACHIGAN AU PONT-ROUTE A 1 KM DE SON EMBOUCHURE A L'EST DE L'EPIPHANIE
5220006	144	SAINT-ESPRIT AU PONT-ROUTE A 3 KM DE SON EMBOUCHURE AVEC L'ASSOMPTION
5220012	145	OUAREAU AU PONT-ROUTE A 1,9 KM DE SON EMBOUCHURE A L'EST DE CRABTREE
5220017	146	L'ASSOMPTION AU PONT COUVERT A 4.2 KM AU NORD DE SAINT-COME
5220063	147	RUISSEAU DU POINT-DU-JOUR AU PONT A 2.5 KM DE SON EMBOUCHURE AVEC L'ASSOMPTION
5220239	148	RUISSEAU VACHER AU PONT-ROUTE A 5 KM EN AVAL DE SAINT-JACQUES
5220240	149	RUISSEAU SAINT-PIERRE AU PONT-ROUTE A 1 KM EN AVAL DE SAINT-PAUL-D'INDUSTRIE
5220241	150	RUISSEAU SAINT-ESPRIT AU PONT-ROUTE A L'OUEST DE SAINT-ALEXIS
5220249	151	COURS D'EAU DESROCHERS INTERSECTION RANG DE L'EGLISE 2 KM AU S-E DE ST-LIGORI
5230001	152	LA CHALOUPPE AU PONT-ROUTE LE PLUS PROCHE DE L'EMBOUCHURE
5240001	153	BAYONNE AU PONT-ROUTE A BERTHIERVILLE
5260003	154	MASKINONGE AU PONT DU RANG RIVIERE SUD-OUET AU SUD DE MASKINONGE
5260015	155	MASKINONGE AU PONT-ROUTE EN AVAL DU LAC MASKINONGE
5280001	156	DU LOUP A 3,2 KM DE SON EMBOUCHURE AVEC LE SAINT-LAURENT AU SUD DE LOUISEVILLE
5280019	157	DU LOUP AU PONT-ROUTE 350 A LA CHUTE A MAGNAN A L'EST DE SAINT-PAULIN
5280020	158	DU LOUP AU PONT EN AVAL DU RUISSEAU CARUFEL A 20 KM EN AMONT DE SAINT-ALEXIS
QC1	176	GENTILLY
QC2	177	ROSAIRE
QC3	178	DU CHÊNE
QC4	179	DU BOIS CLAIR

ANNEXE B

Fiche de terrain - Caractérisation des berges

Station

Date :

Heure :

Observateur :

Rivière :

Numéro de la station du MENV :

Description de la station du MENV :

Localisation du site d'échantillonnage (GPS) :

Latitude (NAD83, degrés, min., sec.) :

Longitude (NAD83, degrés, min., sec.) :

Altitude au niveau de l'eau :

Description du site d'échantillonnage :

Caractérisation du tronçon

- ☐ Note : La caractérisation est effectuée sur 100 m de rivage en amont du site d'échantillonnage

Encaissement du lit mineur par rapport à la topographie environnante (EMBANK):

- 1) < 1 m
- 2) 1 - 5 m
- 3) 5 - 10 m
- 4) > 10 m

Largeur approximative du cours d'eau (WIDTH):

- 1) < 2 m
- 2) 2 - 5 m
- 3) 5 - 15 m
- 4) > 15 m

Écoulement dominant dans le tronçon de rivière (FLOW_GEN):

- 1) Fosse ou écoulement très lent
- 2) Écoulement régulier
- 3) Eaux vives
- 4) Rapides

Substrats dominants dans la rivière (SUBS_GEN):

- 1) Argiles et limons
- 2) Sables et graviers
- 3) Galets et blocs
- 4) Affleurements rocheux

Abondance des macrophytes (MACROPHYTES) :

- 1) Absence
- 2) Peu
- 3) Moyen
- 4) Abondant

Commentaires

--

Caractérisation des rives

□ Note : On détermine le côté de la rive en regardant vers l'aval

Composition des rives :

	Rive gauche (%)	Rive droite (%)
Arbres		
Arbustes		
Herbacées naturelles		
Culture		
Fourrage		
Pâturage (clôturé ou non ?)		
Pelouse		
Sol nu		
Artificielle :		
Présence de fossés ou de canalisations ?	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Érosion des rives :

	Rive gauche	Rive droite
Absente	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Faible	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Moyenne	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Forte	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Ravinement	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Arbres inclinés	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Arbres déracinés	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Talus dénudé	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Glissement de terrain	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Ombrage sur le littoral :

- 1) Milieu ouvert, peu d'ombrage
- 2) Ombrage discontinu
- 3) Milieu fermé, ombrage continu

Photographies

A partir de :	Rive gauche	Rive droite	Pont	Milieu du lit
1. Vers l'amont (incluant le substrat éch.)				
2. Vers l'aval				
3. Le substrat échantillonné				

Échantillonnage des diatomées

☐ Une crue récente a remanié le substrat (SUBS_RESET)

- 1) oui
- 2) non

Écoulement dominant au-dessus du substrat échantillonné (FLOW_SUBS):

- 1) Fosse ou écoulement très lent (à éviter)
- 2) Écoulement régulier
- 3) Eaux vives
- 4) Rapides

Transparence de l'eau (TRANS):

- 1) Faible
- 2) Moyenne
- 3) Élevée

Niveau apparent de l'eau par rapport au lit mineur (LEVEL):

- 1) Étiage
- 2) Moyen
- 3) Crue (à éviter)

Profondeur d'échantillonnage (DEPTH): _____ (m)

GUIDE	Transparence élevée	Transparence faible
Niveau faible	30 cm	20 cm
Niveau élevé	70 cm	50 cm

Ombrage sur le substrat (SHADOW):

- 1) Milieu ouvert, peu d'ombrage (de préférence)
- 2) Ombrage discontinu
- 3) Milieu fermé, ombrage continu (à éviter)

Substrat échantillonné (SUBS_SAMP):

Éviter le bois et les sédiments !

- 1) Galets (en dernier recours)
- 2) Blocs
- 3) Affleurements rocheux
- 4) Pilier de béton ou de pierre

☐ Substrat dur absent

Échantillon composite constitué de _____ prélèvements (#SAMP)
De préférence de 5 à 10 prélèvements couvrant une surface total d'environ 100 cm²

Physico-chimie de l'eau

Température (°C): _____

pH: _____

Oxygène dissous (mg/l): _____

Oxygène dissous (% sat.): _____

Conductivité spécifique (mS/cm): _____

Solides dissous (TDS) (g/l): _____

Vitesse du courant au-dessus du substrat échantillonné

Révolutions : _____ Temps : _____

Vitesse (m/s) = (révolutions/temps x 0,977 + 0,028) x 0,3048 : _____

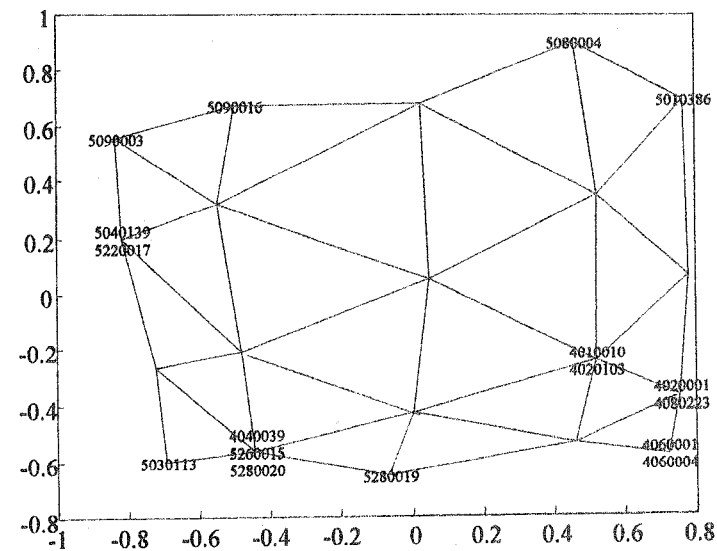
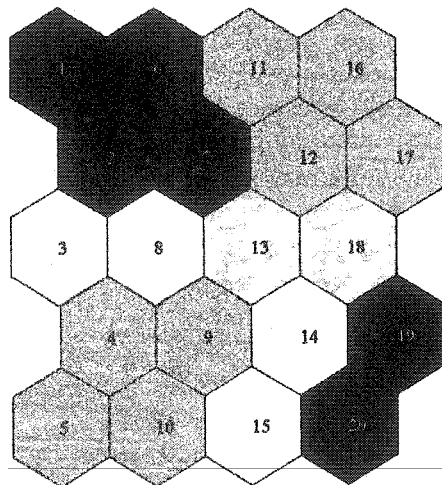
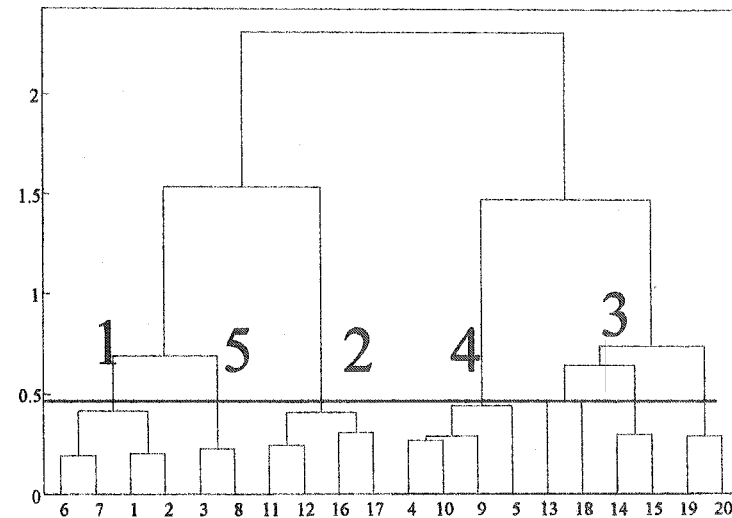
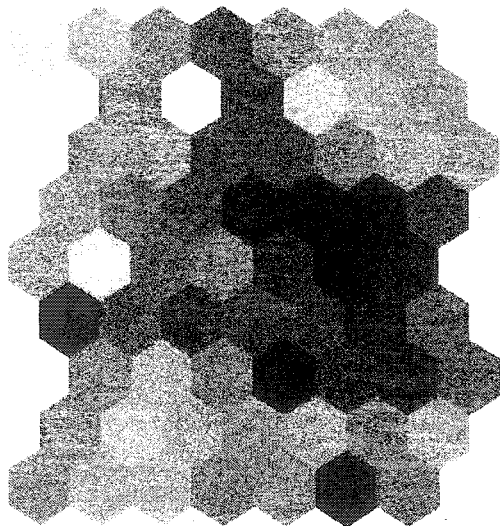
Ex.: 50 révolutions en 60 secondes donnent une vitesse de 0,257 m/s

Commentaires

ANNEXE C

Formation des groupes éco-physiographiques du Bouclier canadien

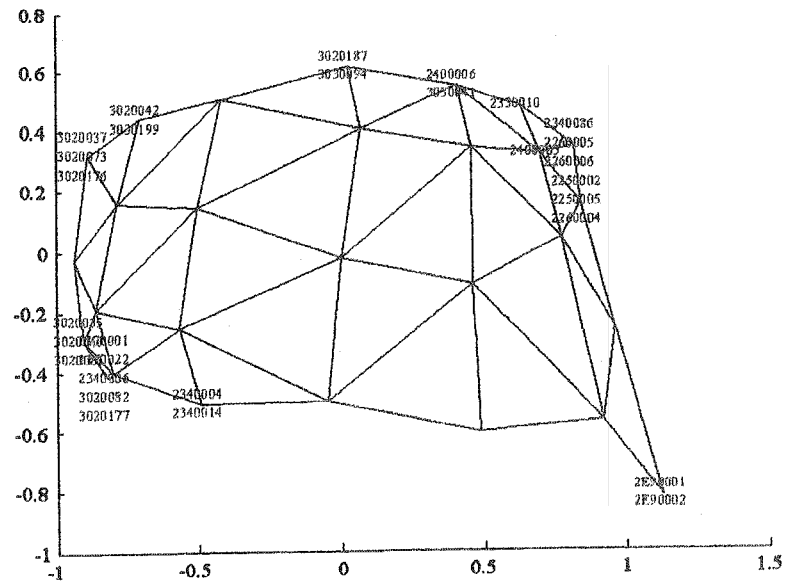
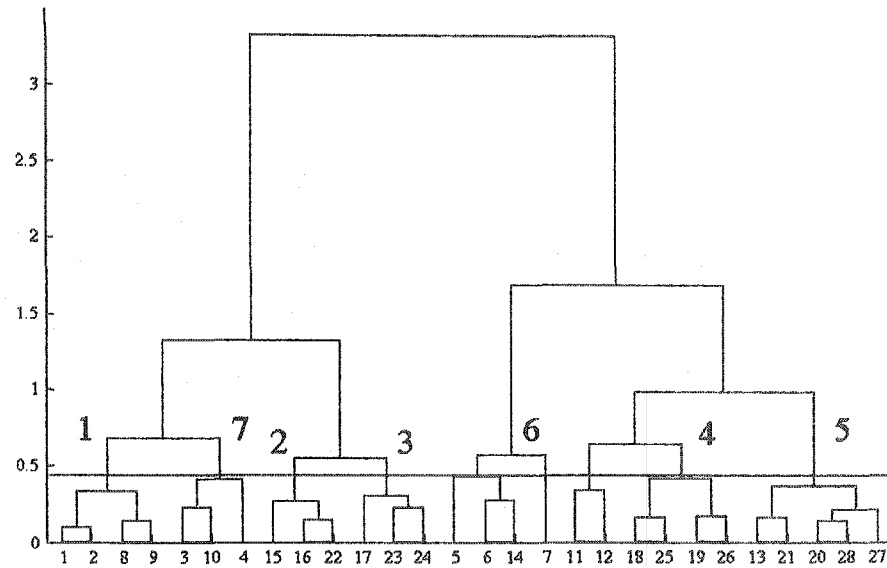
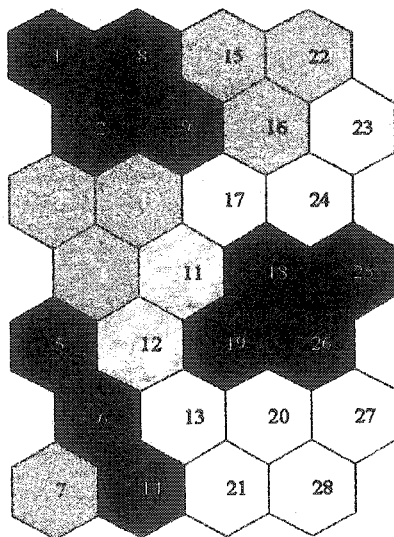
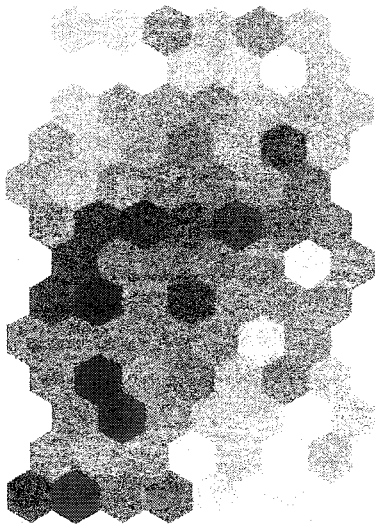
U-matrix



ANNEXE C

Formation des groupes éco-physiographiques des Appalaches

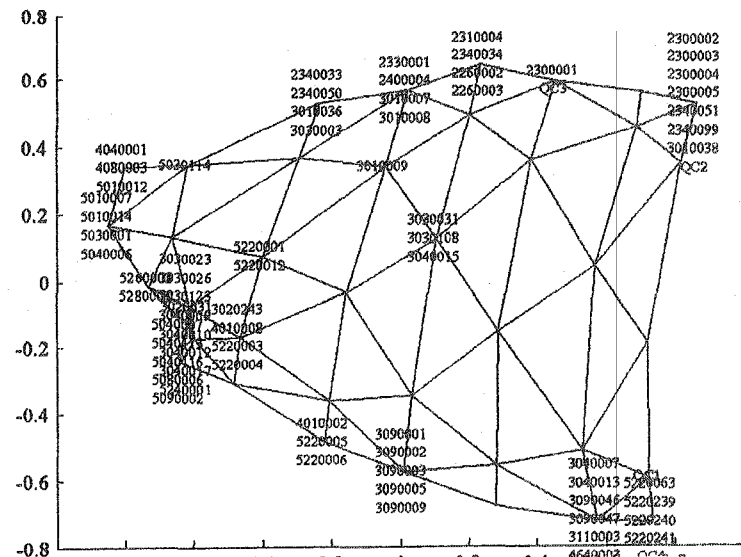
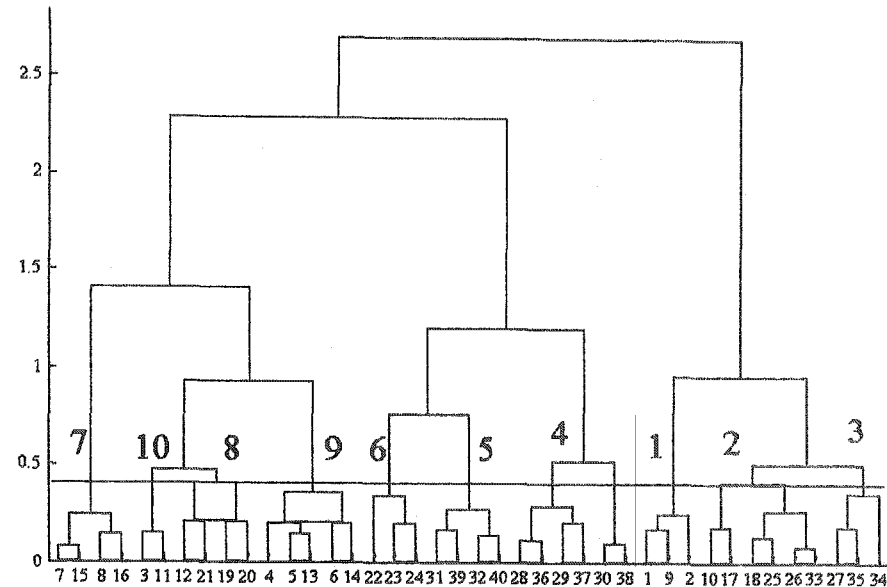
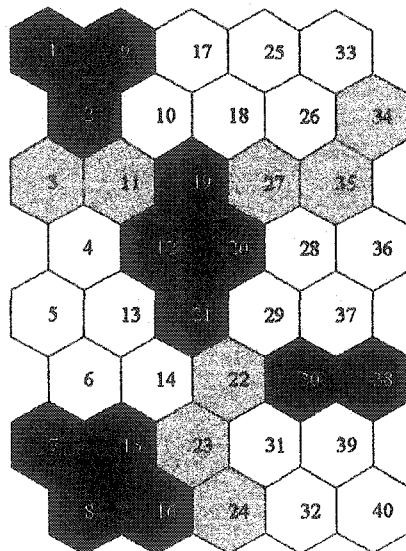
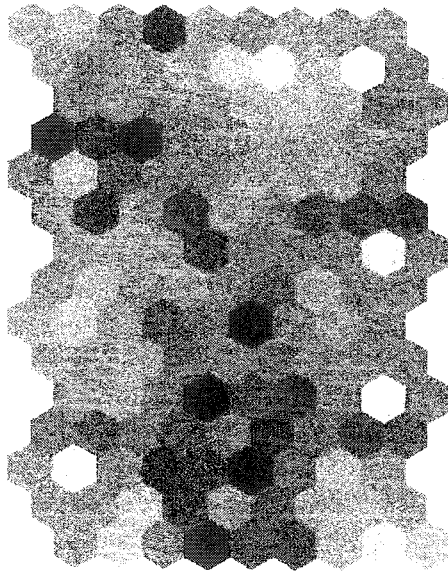
U-matrix



ANNEXE C

Formation des groupes éco-physiographiques des Basses-Terres du Saint-Laurent

U-matrix



ANNEXE D
Statistiques descriptives des groupes éco-physiographiques du Bouclier canadien

Groupes éco-physiographiques	statistiques	Groupes géologiques										
		AREA	DIST	ALT	CALCO	GM ALCALIN	GM BASALT	GM CARBON	GM META	GM PLUTON	GS CARBON	GS SILICEOUS
BC1	Minimum	65.05	9.44	141.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.19	58.66	0.00	0.00
	Maximum	1069.00	70.73	192.00	0.14	0.00	3.14	0.00	41.34	99.81	0.00	0.00
	Median	755.45	51.21	168.50	0.00	0.00	0.00	0.00	10.37	87.99	0.00	0.00
	Mean	661.24	45.65	167.50	0.03	0.00	0.78	0.00	15.57	83.61	0.00	0.00
BC2	Minimum	129.90	7.56	121.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	0.00	0.00
	Maximum	489.80	44.53	243.00	99.88	0.00	21.22	0.00	12.99	89.04	0.00	0.00
	Median	275.40	20.61	169.50	0.79	0.00	7.78	0.00	0.00	79.80	0.00	0.00
	Mean	292.63	23.33	175.75	25.36	0.00	9.19	0.00	3.25	62.19	0.00	0.00
BC3	Minimum	1721.00	83.00	165.00	2.85	0.00	9.70	0.00	0.28	29.84	0.00	0.00
	Maximum	27760.00	348.92	204.00	3.29	0.00	67.03	16.25	1.04	69.72	0.00	0.00
	Median	14740.50	215.96	184.50	3.07	0.00	38.36	8.13	0.66	49.78	0.00	0.00
	Mean	14740.50	215.96	184.50	3.07	0.00	38.36	8.13	0.66	49.78	0.00	0.00
BC4	Minimum	1023.00	50.16	58.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.39	8.86	0.00	0.00
	Maximum	17620.00	367.41	223.00	2.60	0.00	24.95	14.90	89.13	83.78	0.00	0.00
	Median	5292.50	225.93	175.50	0.41	0.00	1.25	7.65	13.96	71.51	0.00	0.00
	Mean	6653.00	200.82	159.00	0.83	0.00	6.28	7.11	24.10	61.69	0.00	0.00
BC5	Minimum	1339.60	68.81	68.00	0.00	0.00	5.37	0.00	17.10	77.53	0.00	0.00
	Maximum	1339.60	68.81	68.00	0.00	0.00	5.37	0.00	17.10	77.53	0.00	0.00
	Median	1339.60	68.81	68.00	0.00	0.00	5.37	0.00	17.10	77.53	0.00	0.00
	Mean	1339.60	68.81	68.00	0.00	0.00	5.37	0.00	17.10	77.53	0.00	0.00

* Les unités sont indiquées à l'Annexe F

Groupes éco-physiographiques		Dépôts de surface							surfaces humides		Habitat			
	statistiques	ALLU	EOL	FLUVIO	LACU	MARIN	ROCK	TILL	WATER	WETLAND	EMBANK	WIDTH	FLOW GEN	SUBS GEN
BC1	Minimum	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	93.82	5.31	0.00	2.00	3.00	1.50	2.00
	Maximum	0.10	0.00	0.00	6.18	0.00	0.00	100.00	8.20	0.77	4.00	3.00	2.50	2.00
	Median	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	99.95	7.53	0.24	3.50	3.00	2.00	2.00
	Mean	0.03	0.00	0.00	1.55	0.00	0.00	98.43	7.14	0.31	3.25	3.00	2.00	2.00
BC2	Minimum	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	81.33	0.78	0.03	2.00	3.00	2.00	2.00
	Maximum	0.65	0.00	0.00	0.00	0.00	18.67	100.00	3.27	0.64	3.00	4.00	3.00	3.00
	Median	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.95	94.72	2.16	0.13	2.00	3.00	2.50	2.50
	Mean	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00	7.14	92.69	2.09	0.23	2.25	3.25	2.50	2.75
BC3	Minimum	0.00	0.00	6.89	0.00	0.00	17.54	72.31	3.17	0.00	2.00	4.00	2.00	3.00
	Maximum	0.41	0.00	7.60	0.00	0.00	19.69	75.57	8.41	0.00	4.00	4.00	2.50	3.00
	Median	0.20	0.00	7.24	0.00	0.00	18.61	73.94	5.79	0.00	3.00	4.00	2.25	3.00
	Mean	0.20	0.00	7.24	0.00	0.00	18.61	73.94	5.79	0.00	3.00	4.00	2.25	3.00
BC4	Minimum	0.00	0.00	0.21	0.00	0.00	0.00	87.36	0.77	0.00	3.00	4.00	1.50	2.00
	Maximum	8.46	3.53	6.50	4.48	0.00	0.00	93.04	4.30	0.01	4.00	4.00	4.00	3.00
	Median	2.98	1.37	1.82	0.18	0.00	0.00	90.56	1.64	0.00	3.50	4.00	2.50	2.50
	Mean	3.63	1.40	2.49	1.31	0.00	0.00	90.58	2.15	0.00	3.50	4.00	2.67	2.50
BC5	Minimum	3.14	0.00	0.00	1.28	0.00	0.00	95.58	7.33	0.59	4.00	4.00	2.00	1.00
	Maximum	3.14	0.00	0.00	1.28	0.00	0.00	95.58	7.33	0.59	4.00	4.00	2.00	1.00
	Median	3.14	0.00	0.00	1.28	0.00	0.00	95.58	7.33	0.59	4.00	4.00	2.00	1.00
	Mean	3.14	0.00	0.00	1.28	0.00	0.00	95.58	7.33	0.59	4.00	4.00	2.00	1.00

ANNEXE D
Statistiques descriptives des groupes éco-physiographiques des Appalaches

Groupes éco-physiographiques	statistiques	Groupes géologiques										
		AREA	DIST	ALT	G CALCO	GM ALCALIN	GM BASALT	GM CARBON	GM META	GM PLUTON	GS CARBON	GS SILICEOUS
AP1	Minimum	254.90	37.47	114.00	0.00	0.00	0.00	0.00	29.33	0.00	0.00	0.00
	Maximum	9251.33	249.75	335.00	0.00	13.43	30.90	0.00	85.65	26.95	0.00	36.02
	médiane	2189.37	69.16	152.00	0.00	1.13	20.07	0.00	45.42	5.22	0.00	17.56
	moyenne	3512.51	96.67	177.88	0.00	3.10	19.01	0.00	53.70	7.56	0.00	16.63
AP2	Minimum	1737.94	36.07	207.00	0.00	5.73	13.20	0.00	0.00	7.11	0.00	62.66
	Maximum	1989.29	106.87	208.00	0.00	13.99	15.13	0.00	0.00	10.15	0.00	71.82
	médiane	1794.79	70.87	207.00	0.00	8.73	14.64	0.00	0.00	7.32	0.00	69.51
	moyenne	1840.67	71.27	207.33	0.00	9.49	14.32	0.00	0.00	8.19	0.00	68.00
AP3	Minimum	420.10	68.86	93.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.41	0.00	10.87
	Maximum	1012.00	69.05	272.00	0.00	0.00	3.10	0.00	83.62	89.13	0.00	11.87
	médiane	716.05	68.96	182.50	0.00	0.00	1.55	0.00	41.81	45.27	0.00	11.37
	moyenne	716.05	68.96	182.50	0.00	0.00	1.55	0.00	41.81	45.27	0.00	11.37
AP4	Minimum	39.92	7.38	137.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	46.95	0.00	0.00
	Maximum	604.10	47.00	211.00	0.00	42.56	10.49	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00
	médiane	175.45	21.60	195.50	0.00	14.34	0.00	0.00	0.00	85.66	0.00	0.00
	moyenne	248.73	24.39	184.75	0.00	17.81	2.62	0.00	0.00	79.57	0.00	0.00
AP5	Minimum	23.84	7.96	4.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Maximum	1068.60	92.42	426.00	0.00	100.00	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00
	médiane	144.73	22.10	126.50	0.00	54.58	0.00	0.00	0.00	45.42	0.00	0.00
	moyenne	272.91	31.77	138.25	0.00	53.70	0.00	0.00	0.00	46.30	0.00	0.00
AP6	Minimum	39.14	12.05	30.00	0.00	98.15	0.00	0.00	0.00	1.19	0.00	0.00
	Maximum	60.88	54.20	103.00	0.00	98.81	0.00	0.00	0.00	1.85	0.00	0.00
	médiane	50.01	33.12	66.50	0.00	98.48	0.00	0.00	0.00	1.52	0.00	0.00
	moyenne	50.01	33.12	66.50	0.00	98.48	0.00	0.00	0.00	1.52	0.00	0.00
AP7	Minimum	4141.00	89.84	127.00	0.00	8.32	0.00	0.00	62.58	0.40	0.00	2.99
	Maximum	5817.00	198.09	183.00	0.00	20.33	0.37	0.00	87.05	13.74	0.00	4.22
	médiane	4979.00	143.97	155.00	0.00	14.32	0.18	0.00	74.82	7.07	0.00	3.60
	moyenne	4979.00	143.97	155.00	0.00	14.32	0.18	0.00	74.82	7.07	0.00	3.60

Groupes éco- physiographi- ques	statistiques	Dépôts de surface							surfaces humides		Habitat			
		ALLU	EOL	FLUVIO	LACU	MARIN	ROCK	TILL	WATER	WETLAND	EMBANK	WIDTH	FLOW GEN	SUBS GEN
AP1	Minimum	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	71.38	0.00	0.00	1.00	3.00	1.00	1.00
	Maximum	28.62	0.00	0.44	0.00	4.29	3.48	99.79	3.29	0.28	4.00	4.00	3.00	3.00
	médiane	7.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	89.57	2.16	0.14	3.50	4.00	2.75	3.00
	moyenne	8.47	0.00	0.06	0.00	0.54	1.25	89.68	1.93	0.14	3.00	3.88	2.44	2.50
AP2	Minimum	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	13.12	80.24	4.82	0.07	1.00	4.00	1.50	1.00
	Maximum	1.76	0.00	0.00	0.00	0.00	19.76	85.12	5.00	0.12	4.00	4.00	2.00	2.00
	médiane	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	17.72	82.28	4.97	0.09	2.00	4.00	2.00	2.00
	moyenne	0.59	0.00	0.00	0.00	0.00	16.87	82.55	4.93	0.09	2.33	4.00	1.83	1.67
AP3	Minimum	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	6.76	77.92	0.57	0.09	2.00	4.00	2.00	3.00
	Maximum	0.05	0.00	0.00	0.00	3.90	18.18	93.19	3.64	0.31	2.00	4.00	3.00	3.00
	médiane	0.02	0.00	0.00	0.00	1.95	12.47	85.55	2.11	0.20	2.00	4.00	2.50	3.00
	moyenne	0.02	0.00	0.00	0.00	1.95	12.47	85.55	2.11	0.20	2.00	4.00	2.50	3.00
AP4	Minimum	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	77.48	0.06	0.04	1.00	3.00	1.50	2.00
	Maximum	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	22.52	100.00	7.69	0.28	2.00	3.00	3.00	3.00
	médiane	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	14.36	85.64	2.22	0.18	1.00	3.00	1.75	3.00
	moyenne	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	12.81	87.19	3.05	0.17	1.25	3.00	2.00	2.75
AP5	Minimum	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	45.38	0.00	0.01	2.00	2.00	1.00	2.00
	Maximum	12.64	0.00	54.62	0.00	4.32	0.00	100.00	0.89	0.90	3.00	4.00	4.00	4.00
	médiane	0.00	0.00	17.79	0.00	0.00	0.00	74.51	0.31	0.27	2.50	3.00	3.00	3.00
	moyenne	2.21	0.00	20.56	0.00	0.63	0.00	76.27	0.36	0.32	2.50	2.88	2.81	3.00
AP6	Minimum	77.64	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.58	0.00	4.76	2.00	2.00	2.00	1.00
	Maximum	97.53	0.00	0.00	0.00	20.78	0.00	2.47	0.00	6.96	2.00	2.00	2.00	1.00
	médiane	87.58	0.00	0.00	0.00	10.39	0.00	2.03	0.00	5.86	2.00	2.00	2.00	1.00
	moyenne	87.58	0.00	0.00	0.00	10.39	0.00	2.03	0.00	5.86	2.00	2.00	2.00	1.00
AP7	Minimum	2.28	0.00	0.00	2.26	0.00	0.04	93.12	1.07	0.29	2.00	4.00	2.50	2.00
	Maximum	4.46	0.00	0.13	3.06	0.00	0.06	94.60	1.28	0.34	2.00	4.00	2.50	2.00
	médiane	3.37	0.00	0.06	2.66	0.00	0.05	93.86	1.17	0.31	2.00	4.00	2.50	2.00
	moyenne	3.37	0.00	0.06	2.66	0.00	0.05	93.86	1.17	0.31	2.00	4.00	2.50	2.00

ANNEXE D

Statistiques descriptives des groupes éco-physiographiques des Basses-Terres du Saint-Laurent

Groupes éco-physiographiques	statistiques	Groupes géologiques										
		AREA	DIST	ALT	G CALCO	GM ALCALIN	GM BASALT	GM CARBON	GM META	GM PLUTON	GS CARBON	GS SILICEOUS
BT1	Minimum	208.20	34.10	20.00	0.00	0.00	0.00	0.00	6.19	21.16	0.00	0.00
	Maximum	42121.30	438.99	103.00	46.75	0.00	27.98	12.28	25.24	93.81	0.00	0.11
	médiane	3427.88	167.32	58.00	2.98	0.00	3.86	0.00	7.20	77.37	0.00	0.00
	moyenne	14776.03	175.25	58.25	8.83	0.00	6.42	3.82	11.03	69.89	0.00	0.01
BT2	Minimum	340.80	39.39	8.00	0.00	0.00	6.40	0.00	0.00	18.30	0.00	0.00
	Maximum	23423.49	270.58	30.00	7.14	13.52	21.79	0.00	27.65	73.67	0.57	27.25
	médiane	4490.20	128.26	20.00	0.00	2.58	16.38	0.00	14.21	55.96	0.00	23.75
	moyenne	10213.17	141.98	20.27	0.66	3.98	15.27	0.00	10.97	52.90	0.12	16.10
BT3	Minimum	535.50	41.69	6.00	0.00	0.00	11.28	0.00	0.00	12.34	0.00	0.00
	Maximum	10003.03	206.70	135.00	13.08	13.34	80.08	0.00	74.58	73.91	0.00	22.49
	médiane	1614.50	91.82	30.00	0.36	0.00	28.05	0.00	9.91	21.98	0.00	0.00
	moyenne	2779.35	107.81	54.78	2.43	1.48	40.44	0.00	16.34	35.43	0.00	3.89
BT4	Minimum	203.48	37.10	8.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	10.32
	Maximum	2413.74	102.82	61.00	0.00	0.00	80.30	0.00	72.94	21.16	0.00	97.94
	médiane	652.48	63.60	32.50	0.00	0.00	1.50	0.00	21.76	0.00	0.00	45.00
	moyenne	973.29	65.98	35.13	0.00	0.00	21.69	0.00	26.94	4.00	0.00	47.38
BT5	Minimum	3.42	0.33	8.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Maximum	1284.00	108.53	91.00	0.00	41.29	100.00	0.00	53.92	36.41	3.63	100.00
	médiane	151.20	24.28	38.50	0.00	0.00	57.53	0.00	0.00	0.00	0.00	36.73
	moyenne	241.81	30.06	39.29	0.00	2.95	47.89	0.00	3.85	3.16	0.26	41.90
BT6	Minimum	116.10	28.51	30.00	0.00	0.07	21.72	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Maximum	160.40	32.86	30.00	0.00	78.28	59.00	0.00	0.00	40.50	0.00	0.42
	médiane	138.25	30.69	30.00	0.00	39.18	40.36	0.00	0.00	20.25	0.00	0.21
	moyenne	138.25	30.69	30.00	0.00	39.18	40.36	0.00	0.00	20.25	0.00	0.21
BT7	Minimum	15.24	5.58	61.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Maximum	142.20	32.73	149.00	0.00	99.32	0.00	0.00	24.52	100.00	0.00	0.00
	médiane	38.92	13.33	106.50	0.00	48.57	0.00	0.00	0.00	46.67	0.00	0.00
	moyenne	57.46	14.69	103.13	0.00	47.05	0.00	0.00	5.60	47.35	0.00	0.00
BT8	Minimum	293.90	44.11	19.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	31.42	0.00	3.11
	Maximum	1668.50	109.59	73.00	0.00	41.36	20.64	0.00	44.17	93.63	0.00	4.95
	médiane	981.88	69.18	41.00	0.00	2.10	5.27	0.00	5.81	73.38	0.00	4.25
	moyenne	977.24	75.76	46.17	0.00	8.59	6.65	0.00	12.67	67.99	0.00	4.10
BT9	Minimum	181.48	52.88	0.00	0.00	43.39	0.00	0.00	0.00	5.54	0.00	0.00
	Maximum	2554.34	206.69	106.00	0.00	85.68	4.48	0.00	22.70	56.61	0.00	8.69
	médiane	717.83	79.57	27.00	0.00	50.13	0.00	0.00	0.00	40.24	0.00	0.00
	moyenne	979.29	110.23	34.50	0.00	54.39	0.70	0.00	4.24	39.05	0.00	1.63
BT10	Minimum	950.80	76.08	25.00	0.00	8.46	0.00	0.00	0.00	16.38	0.00	0.00
	Maximum	6745.12	235.36	91.00	0.00	40.16	0.59	0.00	54.48	90.32	0.00	2.60
	médiane	4090.20	169.54	38.50	0.00	26.39	0.32	0.00	31.70	33.49	0.00	1.61
	moyenne	3969.08	162.63	48.25	0.00	25.35	0.31	0.00	29.47	43.42	0.00	1.45

Groupes éco-physiographiques	statistiques	Dépôts de surface							surfaces humides		Habitat			
		ALLU	EOL	FLUVIO	LACU	MARIN	ROCK	TILL	WATER	WETLAND	EMBANK	WIDTH	FLOW GEN	SUBS GEN
BT1	Minimum	1.78	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	52.71	3.43	0.00	2.00	3.00	1.50	1.00
	Maximum	13.02	1.25	5.55	29.67	6.76	22.05	89.73	7.40	1.97	4.00	4.00	3.00	3.00
	médiane	7.98	0.06	1.01	2.44	0.10	0.00	72.66	4.25	0.24	4.00	4.00	1.75	2.00
	moyenne	7.48	0.31	1.96	6.96	1.20	7.69	74.08	4.99	0.44	3.50	3.63	1.94	2.13
BT2	Minimum	0.00	0.00	0.00	0.00	4.20	0.00	34.53	0.18	0.04	1.00	4.00	1.50	1.00
	Maximum	9.29	5.48	4.36	11.18	49.74	16.89	82.43	6.09	0.53	4.00	4.00	3.00	3.00
	médiane	4.65	0.00	0.00	1.78	22.97	4.04	60.50	4.24	0.15	3.00	4.00	2.00	1.00
	moyenne	4.26	0.50	0.78	3.18	25.01	5.83	60.08	3.62	0.17	2.73	4.00	1.95	1.55
BT3	Minimum	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	63.02	0.98	0.03	2.00	4.00	1.50	1.00
	Maximum	17.03	4.71	4.80	1.70	22.05	33.84	86.48	3.22	0.45	4.00	4.00	3.50	4.00
	médiane	7.29	0.00	0.00	0.00	1.82	6.84	71.45	2.58	0.10	3.00	4.00	2.00	3.00
	moyenne	7.63	0.98	1.18	0.19	4.70	11.09	74.16	2.29	0.18	3.11	4.00	2.22	2.67
BT4	Minimum	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	26.11	0.00	0.00	1.00	4.00	1.00	1.00
	Maximum	6.29	0.02	13.37	1.04	60.52	10.88	100.00	2.25	0.21	4.00	4.00	4.00	3.00
	médiane	0.01	0.00	0.00	0.00	22.10	0.00	55.26	0.79	0.06	3.00	4.00	2.25	2.50
	moyenne	1.58	0.00	1.93	0.18	25.53	2.49	64.11	0.81	0.08	2.88	4.00	2.38	2.25
BT5	Minimum	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	1.00	2.00	1.50	1.00
	Maximum	31.44	93.45	21.73	58.57	100.00	100.00	94.24	3.13	3.90	4.00	3.00	3.00	4.00
	médiane	0.00	0.00	0.00	0.00	39.56	0.00	0.24	0.03	0.27	2.50	3.00	2.00	3.00
	moyenne	2.86	8.78	1.79	4.18	48.81	7.64	18.84	0.29	0.48	2.50	2.64	2.36	2.64
BT6	Minimum	0.03	0.00	0.00	0.00	33.00	0.00	0.00	0.04	0.15	2.00	3.00	1.00	1.00
	Maximum	0.52	0.00	66.97	0.00	47.89	10.98	40.60	0.07	0.26	4.00	3.00	2.00	1.00
	médiane	0.28	0.00	33.48	0.00	40.45	5.49	20.30	0.06	0.20	3.00	3.00	1.50	1.00
	moyenne	0.28	0.00	33.48	0.00	40.45	5.49	20.30	0.06	0.20	3.00	3.00	1.50	1.00
BT7	Minimum	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.00	2.00	2.00	2.00
	Maximum	0.00	0.00	80.19	0.00	100.00	0.00	92.08	0.07	2.65	3.00	2.00	2.00	3.00
	médiane	0.00	0.00	0.00	0.00	35.62	0.00	43.12	0.01	0.18	2.00	2.00	2.00	3.00
	moyenne	0.00	0.00	18.53	0.00	40.92	0.00	40.55	0.02	0.69	2.13	2.00	1.75	2.63
BT8	Minimum	0.00	0.00	0.00	0.00	6.05	0.00	64.70	0.27	0.06	1.00	3.00	1.50	1.00
	Maximum	1.00	4.27	4.06	1.81	32.49	11.69	93.95	2.69	0.68	4.00	4.00	3.50	4.00
	médiane	0.00	0.00	0.00	0.00	9.96	0.00	82.17	1.23	0.09	2.00	3.00	2.25	3.00
	moyenne	0.17	0.71	0.68	0.30	14.11	2.27	81.76	1.38	0.19	2.50	3.33	2.42	2.67
BT9	Minimum	0.00	0.00	0.00	0.00	11.27	0.00	15.24	0.10	0.10	1.00	2.00	1.00	1.00
	Maximum	13.39	0.00	35.37	1.60	73.20	5.65	87.19	0.85	5.51	4.00	4.00	4.00	3.00
	médiane	0.00	0.00	9.66	0.00	21.12	0.00	59.59	0.41	0.80	2.50	4.00	2.00	3.00
	moyenne	1.60	0.00	11.85	0.30	25.91	1.03	56.89	0.43	1.53	2.60	3.60	2.20	2.30
BT10	Minimum	1.59	0.00	0.00	0.00	2.03	0.00	67.61	0.18	0.13	3.00	4.00	1.50	1.00
	Maximum	20.16	0.00	5.18	2.91	15.14	0.03	86.58	1.05	0.68	4.00	4.00	4.00	3.00
	médiane	3.85	0.00	3.51	1.98	6.35	0.02	83.26	0.67	0.41	4.00	4.00	2.25	2.50
	moyenne	7.36	0.00	3.05	1.72	7.47	0.02	80.18	0.64	0.41	3.75	4.00	2.50	2.25

ANNEXE E

Description détaillée de la composition des groupes éco-physiographiques

• Groupes éco-physiographiques du Bouclier canadien

1. Les stations à la décharge de lacs du Bouclier canadien

Le groupe 1 rassemble des stations à la décharge de lacs du Bouclier canadien. Il s'agit des rivières des Envies (Lac Traverse), De la Petite Nation (Simon), Maskinongé (Maskinongé) et Du Loup (Lac à l'Eau Claire). Toutes ces stations se situent dans la région naturelle de la Dépression de La Tuque, à l'exception de la station à la décharge du lac Simon (Dépression de Mont-Laurier). Ces stations sont alimentées par de petits bassins versants dont les stations à la tête des bassins sont localisées au piedmont du Bouclier canadien. Les roches magmatiques plutoniques et métamorphiques qui composent majoritairement la roche-mère sont recouvertes en grande partie par du till. Les superficies en eaux occupent une bonne partie du territoire de ces bassins versants par rapport à celles des autres groupes de cette écorégion, alors que les milieux humides occupent une superficie négligeable (moins de 1%). Les tronçons de ces rivières sont de largeur moyenne et sont encaissés. Ils présentent un écoulement lent des eaux sur un substrat composé de sable et gravier.

2. Les stations de tête des petits bassins versants de la région naturelle du Massif du lac Jacques-Cartier

Le groupe 2 se compose des stations à la tête des rivières Assomption, Noire, qui est un tributaire de la rivière Sainte-Anne, et de la rivière Saint-Charles. Ce groupe contient également une station médiane de cette dernière. Ces stations se localisent dans la région naturelle du Massif du lac Jacques-Cartier, sauf la station à la tête de la rivière Assomption (Massif du Mont-Tremblant). Ces stations sont localisées en hautes altitudes et recueillent les eaux de petits bassins versants dont le socle rocheux se compose principalement de roches magmatiques plutoniques, de roches métamorphiques calcosilicatées et volcaniques. Cette roche-mère est plus souvent couverte par du till ou parfois affleurante. Les milieux humides occupent une partie négligeable du territoire (moins de 1%), alors que les superficies en eaux occupent en moyenne près de 2% du territoire. Les tronçons de rivières sont moyennement larges et peu encaissés par rapport à la topographie environnante et présentent un écoulement lent sur un substrat composé de sable et gravier ou de galets et blocs.

3. Les stations à la tête des vastes bassins versants des rivières Saint-Maurice et Jacques-Cartier

Le groupe 3 ne contient que les stations à la tête des rivières Saint-Maurice et Jacques-Cartier, la première située dans la Dépression de La Tuque et la deuxième dans la région naturelle du Massif du lac Jacques-Cartier, deux régions naturelles voisines. Elles représentent les stations les plus en altitude, en plus d'être situées à l'embouchure de vastes bassins versants du Bouclier canadien. Leur bassin versant se compose surtout de roches magmatiques plutoniques, métamorphiques volcaniques et magmatiques carbonatées. Le sol rocheux, affleurant sur 19% du territoire en moyenne, est le plus souvent recouvert de till ou de dépôts fluvioglaciers. Les surfaces en eaux sont très présentes sur le territoire de leur bassin versant, alors que les superficies en milieux humides sont presque absentes. Les tronçons de ces rivières sont larges, encaissés et ont un écoulement lent des eaux sur un substrat composé de galets et de blocs.

4. Les stations des vastes sous-bassins versants de la rivière des Outaouais

Le groupe 4 représente les stations en amont et en aval de la rivière Du Lièvre, ainsi que les stations à la tête des rivières Du Nord, Gatineau et Du Diable. Il contient également la station en aval de la rivière Rouge. L'ensemble de ces stations sont situées sur des tributaires de la rivière des Outaouais et dans la région naturelle de la Dépression de Mont-Laurier. Seule la station de tête de la rivière Du Nord est située dans la région naturelle de Massif du Mont-Tremblant. Ces stations sont situées au sud du Bouclier

canadien. Les roches magmatiques plutoniques, métamorphiques et carbonatées forment le socle rocheux. Les dépôts de surface sont composés très largement de till, mais également d'alluvions, de dépôts fluvioglaciaires, éoliens et lacustres surtout dans les bassins versants des stations à l'embouchure des rivières Rouge, de la Petite Nation et Du Lièvre (voir ACP). Les milieux humides sont presque absents et les superficies en eaux sont présentes en moyenne sur 2% de la superficie des bassins versants. Les cours d'eau sont larges, très encaissés et présentent un écoulement de vitesse moyenne à rapide sur sable et gravier ou galets et blocs. Ainsi, une certaine hétérogénéité apparaît entre les bassins versants des stations à l'embouchure et en amont des rivières de ce groupe qui se manifeste surtout au niveau des dépôts de surface.

5. La station médiane de la rivière du Loup

La station médiane de la rivière du Loup représente le groupe 5. Elle se situe dans le piedmont du Bouclier canadien (altitude de 68 mètres) et dans la région naturelle de la Dépression de La Tuque. Elle capte les eaux d'un bassin versant d'une superficie moyenne et la roche-mère est majoritairement composée de roches magmatiques plutoniques et métamorphiques, ainsi que de roches métamorphiques volcaniques. La roche-mère est surtout recouverte par du till et des alluvions. Les superficies en eaux et les milieux humides occupent une partie importante du territoire de ce bassin versant (moyenne de 7,33% contre moyenne de 0,54%) par rapport aux autres groupes du Bouclier canadien. Le tronçon médian de la rivière du Loup est large (plus de 15 mètres) et présente un écoulement régulier de ses eaux sur un substrat composé d'argile et de limon.

• Groupes éco-physiographiques des Appalaches

1. Les stations des larges rivières aux vastes bassins versants du Plateau d'Etrie-Beauce

Le groupe 1 rassemble les trois stations d'échantillonnage localisées en amont de la rivière Saint-François (Lennoxville, Bromptonville et Richmond) et deux de ses tributaires, soit les rivières Coaticook et Massawippi. Deux stations situées dans le bassin versant du lac Témiscouata, soit les rivières Cabano et Madawaska (décharge du lac), ainsi que la station en amont de la rivière Chaudière complètent le groupe. Ces stations sont situées dans la région naturelle du Plateau d'Etrie-Beauce, à l'exception des stations de la région du Témiscouata (Collines de Témiscouata). Ces stations se localisent sur de larges rivières et dans de vastes bassins versants des Appalaches. Les roches magmatiques métamorphiques et volcaniques, ainsi que les roches sédimentaires siliceuses forment le socle rocheux présent sous des dépôts de surface composés très largement de till, mais également d'alluvions. Les superficies en eaux occupent en moyenne près de 2% de la superficie du bassin versant et les superficies en milieux humides sont négligeables. Ces larges rivières sont encaissées et coulent à une vitesse le plus souvent rapide sur un substrat composé d'argile et de limon jusqu'aux galets et blocs.

2. Les stations en aval de la rivière Magog du Plateau d'Etrie-Beauce

Le groupe 2 représente les trois stations situées sur la rivière Magog et un tributaire principal de la rivière Saint-François (région naturelle du Plateau d'Etrie-Beauce). Ces stations sont en haute altitude et ont de grands bassins versants dont la roche-mère est composée principalement de roches sédimentaires siliceuses, ainsi que de roches magmatiques volcaniques et alcalines. La roche-mère est affleurante sur près de 17% du territoire du bassin versant, mais recouverte largement de till. Les milieux humides sont peu présents, mais les superficies en eaux couvrent en moyenne près de 5% de la superficie de leur bassin versant, soit la superficie moyenne la plus importante des Appalaches. Les larges rivières sont peu encaissées et l'écoulement de l'eau est lent sur argile et limon ou sable et gravier.

3. Les stations en amont des rivières Yamaska et Au Saumon

Le groupe 3 ne contient qu'une station relativement en amont de la rivière Yamaska (à Adamsville) et la rivière Au Saumon qui est un tributaire de la rivière Saint-François situé près de la décharge du lac Aylmer (tête du bassin versant). Elles font partie de la région naturelle du Plateau d'Etrie-Beauce. Ces stations sont en haute altitude et ont des bassins versants de taille moyenne. La roche-mère est affleurante sur près de 12,5% de leur territoire en moyenne et se compose de roches magmatiques plutoniques et métamorphiques, mais également de roches sédimentaires siliceuses, alors que le till est le dépôt de surface dominant. Ces larges rivières sont peu encaissées et leurs eaux coulent lentement sur un substrat composé de galets et de blocs.

4. Les stations des rivières du Plateau d'Etrie-Beauce

Le groupe 4 est représenté par deux stations du bassin versant de la rivière Yamaska, soit la station en amont de celle-ci à la décharge du lac Brome et celle située sur la portion en amont de la rivière Yamaska Sud-Est. Elle comprend également un tributaire du lac Memphrémagog (en amont de la rivière Magog), soit la rivière Aux Cerises et la station en amont de la rivière Bécancour (décharge du lac William). Elles se localisent dans la région naturelle du Plateau d'Etrie-Beauce. Ces stations ont de petits bassins versants et sont situées en haute altitude. La roche-mère est affleurante sur près de 13% du territoire des bassins versants en moyenne et se compose fortement de roches magmatiques plutoniques et alcalines. Les dépôts de surface sont principalement composés de till. Les superficies en eaux couvrent près de 3% du territoire des bassins versants en moyenne, mais les superficies en milieux humides sont négligeables. Les tronçons de ces rivières sont de largeur moyenne (5 à 15 mètres), très peu encaissés et les eaux coulent lentement sur des galets et des blocs.

5. Les stations des rivières des Collines de Témiscouata

Le groupe 5 rassemble trois stations du bassin versant de la rivière Aux Perles et les stations en amont et en aval de la rivière du Loup, toutes situées dans la région administrative du Bas-Saint-Laurent. La station en amont de la rivière Etchemin, ainsi qu'un petit tributaire médian de la rivière Chaudière (Des Îles Brûlées) et une station située sur la rivière Bécancour (en aval de Black Lake) complètent le groupe. Ces stations se partagent entre la région naturelle des Collines de Témiscouata, pour les stations localisées dans le Bas-Saint-Laurent, et du Plateau d'Estrée-Beauce pour les autres stations situées plus au sud. Ces stations ont de petits bassins versants et sont situées, pour la plupart, au piedmont des Appalaches. Les roches magmatiques alcalines et plutoniques composent principalement la roche-mère, alors que le till et les dépôts fluvioglaciaires sont les dépôts de surface les plus répandus. Les superficies en eaux et en milieux humides sont négligeables. Les tronçons de ces rivières sont d'une largeur moyenne, peu encaissés et leurs eaux coulent rapidement sur des galets et des blocs.

6. Les stations en amont et en aval du petit bassin versant de la rivière Fouquette

Le groupe 6 ne contient que les stations en amont et en aval de la rivière Fouquette situées au piedmont des Appalaches dans la région du Bas-Saint-Laurent (Collines de Témiscouata). Ces stations de la rivière Fouquette sont alimentées par de petits bassins versants (50 km²). Les roches magmatiques alcalines composent largement le socle rocheux du bassin versant, alors que les roches magmatiques plutoniques et le till y sont beaucoup moins présents que dans les bassins versants des autres groupes. Le substrat argileux du cours d'eau correspond aux alluvions et aux dépôts marins qui recouvrent majoritairement le bassin versant. Les surfaces en eaux sont négligeables, mais la proportion des milieux humides est plus importante que dans les bassins versants des autres groupes. Les tronçons de la rivière sont peu larges (moins de 2 mètres) et peu encaissés et l'écoulement de l'eau est habituellement lent.

7. Les stations en amont de la rivière Chaudière dans le Plateau d'Estrée-Beauce

Le groupe 7 représente des stations localisées sur la rivière Chaudière (en amont et médiane) qui sillonnent le Plateau d'Estrée-Beauce. Ces stations ont les plus vastes bassins versants des Appalaches et leur socle rocheux se compose très largement de roches magmatiques métamorphiques, alcalines et plutoniques. Le till est le dépôt de surface très dominant (moyenne du groupe de 93,86%), mais les alluvions couvrent une certaine partie du territoire. Les superficies en eaux occupent en moyenne près de 1% de la superficie du bassin versant et les milieux humides occupent des superficies négligeables. Ces tronçons de rivières sont larges et faiblement encaissés et présentent des écoulements lents sur sable et gravier.

• Groupes éco-physiographiques des Basses-Terres du Saint-Laurent

1. Les stations des larges rivières, et leurs tributaires, situées sur la rive nord, dans la Plaine du moyen Saint-Laurent ou dans la Plaine d'Ottawa et dont les bassins versants sont très majoritairement situés dans le Bouclier canadien

Le groupe 1 représente les deux stations situées dans la région naturelle de la Plaine d'Ottawa, soit les stations d'embouchure des rivières Gatineau et De la Petite Nation et des stations de la Plaine du moyen Saint-Laurent situées sur la rive nord du fleuve. Elles représentent les stations médianes, en aval et un tributaire (rivière Shawinigan) de la rivière Saint-Maurice, ainsi que la station en aval de la rivière Batiscan et son tributaire principal, la rivière des Envies. La rivière Blanche, un tributaire de la rivière Sainte-Anne, figure également au nombre. Ces stations ont de vastes bassins versants ou des petits pour les tributaires de ces grandes rivières, donc de superficie très variable, et sont toutes situées à de faibles altitudes. Leur roche-mère, parfois affleurante, est principalement composée de roches magmatiques plutoniques, métamorphiques et calcosilicatées recouverte surtout de till et d'alluvions. Ces bassins contiennent les plus grandes proportions du territoire occupé par des surfaces en eaux, mais les superficies en milieux humides sont négligeables. Les tronçons de ces rivières sont larges, sauf pour les tributaires, encaissés et ont un écoulement lent de l'eau sur un substrat principalement composé de matériaux variés allant de l'argile et du limon (tributaires surtout) aux galets et blocs (rivières principales).

2. Les stations des larges rivières dont les bassins versants sont majoritairement localisés dans la Plaine du haut Saint-Laurent

Le groupe 2 rassemble les quatre stations de la rivière Richelieu, les trois stations en aval de la rivière Yamaska et les stations à l'embouchure des rivières Saint-François, Maskinongé, Du Loup et Bayonne, les trois dernières étant situées sur la rive nord du lac Saint-Pierre. Elles sont toutes localisées dans la région naturelle de la Plaine du haut Saint-Laurent. Les stations sur la rive sud du fleuve ont de vastes bassins versants, alors que ceux de la rive nord sont davantage de taille moyenne, mais les stations sont toutes situées à de faibles altitudes. Leur roche-mère est parfois affleurante et se compose principalement de roches magmatiques plutoniques, de roches sédimentaires siliceuses et de roches magmatiques basaltiques. Le till est le dépôt de surface dominant, de même que les dépôts marins. D'importantes superficies en eaux occupent le territoire de leur bassin versant, mais les superficies en milieux humides sont négligeables. Les tronçons de ces rivières sont larges et encaissés pour la plupart et ont un écoulement lent de l'eau sur des matériaux composés surtout d'argile et de limon.

3. Les stations des moyennes rivières situées sur la rive nord, dans la Plaine du moyen Saint-Laurent et dont les bassins versants sont très majoritairement situés dans le Bouclier canadien

Le groupe 3 se compose de stations localisées sur la rive nord du fleuve dans la région naturelle de la Plaine du moyen Saint-Laurent, soit les trois stations situées sur la rivière Sainte-Anne et les stations d'embouchure des rivières Jacques-Cartier et Saint-Charles. L'embouchure et une station médiane de la rivière Assomption, de même que des stations en aval des rivières Saint-François et du Nord représentent la région naturelle de la Plaine du haut Saint-Laurent. Ces stations ont de vastes bassins versants (pour les Basses-Terres) et sont situées à de faibles altitudes. Leur socle rocheux, parfois affleurant, se compose principalement de roches magmatiques basaltiques, plutoniques et métamorphiques. Il est davantage recouvert de till et d'alluvions. D'importantes superficies en eaux occupent le territoire de leur bassin versant, mais les superficies en milieux humides sont négligeables. Les tronçons de ces rivières sont larges et encaissés et ont un écoulement lent des eaux sur un substrat composé de matériaux variés allant de l'argile et du limon aux affleurements rocheux (rivière Sainte-Anne à Sainte-Christine), mais se compose principalement de galets et blocs.

4. Les stations situées dans la Plaine du haut Saint-Laurent dont les bassins versants de taille moyenne sont principalement situés dans l'écorégion en amont (Appalaches et Bouclier canadien)

Le groupe 4 regroupe les cinq stations sur la rivière Châteauguay, deux tributaires importants de la rivière Assomption (De l'Achigan et Saint-Esprit) et la station à l'embouchure de la rivière du Nord. Elles se localisent toutes dans la région naturelle de la Plaine du haut Saint-Laurent. Ces stations ont des bassins versants de superficie moyenne et sont situées en basse altitude. Le socle rocheux de leur bassin versant se compose principalement de roches sédimentaires siliceuses, ainsi que de roches magmatiques métamorphiques et volcaniques. Celui-ci est surtout recouvert de till et de dépôts marins. Les superficies recouvertes par les milieux humides et les surfaces en eaux sont négligeables (moins de 1%). Ces larges tronçons de rivières sont encaissés et l'eau s'écoule lentement sur un substrat composé de matériaux variés allant de l'argile et du limon aux galets et blocs.

5. Les stations des petites rivières aux petits bassins versants situés majoritairement dans la Plaine du haut Saint-Laurent

Le groupe 5 contient cinq tributaires de la rivière Assomption, deux tributaires de la rivière Richelieu, deux tributaires de la rivière Châteauguay, un tributaire des rivières Du Chêne et Gentilly, ainsi que les stations d'embouchure des rivières Mascouche, Saint-Louis et La Chaloupe. Elles représentent principalement la région naturelle de la Plaine du haut Saint-Laurent. Seules les stations des rivières Du Chêne et Gentilly se localisent dans la région naturelle de la Plaine du moyen Saint-Laurent. Ces stations ont de petits bassins versants et sont situées en basse altitude. La roche-mère se compose principalement de roches sédimentaires siliceuses et magmatiques volcaniques recouvertes de dépôts marins et moindrement de till et de dépôts éoliens. Les superficies recouvertes par les milieux humides et les surfaces en eaux sont négligeables (moins de 1%). Ces petites rivières sont peu encaissées et l'eau s'écoule lentement sur un substrat composé de matériaux variés allant de l'argile et du limon aux affleurements rocheux (ruisseau Northon à Sainte-Clothilde-de-Châteauguay), mais se compose principalement de galets et blocs.

6. Les stations des rivières Chibouet et À la Barbue, deux tributaires de la rivière Yamaska

Le groupe 6 ne représente que deux tributaires de la rivière Yamaska situés dans la Plaine du haut Saint-Laurent. Ces stations ont de petits bassins versants et sont situées en très basse altitude. Le socle rocheux de leur bassin versant se compose principalement de roches magmatiques volcaniques, alcalines et plutoniques. Les dépôts marins et fluvioglaciaires ainsi que le till sont les dépôts de surface dominants. Les superficies recouvertes par les milieux humides et les surfaces en eaux sont négligeables (moins de 1%). Ces rivières de largeur moyenne sont encaissées et l'eau, presque stagnante, s'écoule sur limon et argile.

7. Les stations des petites rivières aux petits bassins versants situés dans la Plaine du moyen Saint-Laurent

Le groupe 7 regroupe les cinq stations situées dans le bassin versant de la rivière Boyer, deux tributaires de la rivière Beaurivage (elle-même tributaire de la rivière Chaudière), un tributaire de la rivière Nicolet (Des Pins) et un tributaire de la rivière Bécancour (Rosaire). Ces stations sont toutes situées dans la Plaine du moyen Saint-Laurent. Ces stations ont de petits bassins versants et sont situées en altitude. La roche-mère se compose principalement de roches magmatiques volcaniques et alcalines qui sont recouvertes surtout par des dépôts marins, du till et des dépôts fluvioglaciaires. Les superficies recouvertes par les milieux humides et les surfaces en eaux sont négligeables (moins de 1%). Ces petites rivières sont peu encaissées et l'eau s'écoule lentement sur un substrat composé principalement de sable et de gravier ou de galets et blocs.

8. Les stations à localisations hétérogènes dont les bassins versants de taille moyenne sont principalement situés dans l'écorégion en amont (Appalaches et Bouclier canadien)

Le groupe 8 est très hétérogène. Il représente une station en amont de la rivière Assomption, de même que son tributaire principal (rivière Ouareau). Le principal tributaire de la rivière Nicolet (amont de la rivière Nicolet Sud-Ouest), la rivière Aux Brochets, un tributaire du lac Champlain (lac de tête de la rivière Richelieu) et les deux stations de la rivière Yamaska les plus en amont des Basses-Terres complètent le groupe. Ces stations se situent dans la Plaine du haut Saint-Laurent, mis à part de la rivière Nicolet Sud-Ouest (Plaine du moyen Saint-Laurent), et près du piedmont des Appalaches et du Bouclier canadien. Ces stations ont des bassins versants de superficies moyennes (977 km²) et sont situées à de faibles altitudes. Le socle rocheux de leur bassin versant respectif se compose majoritairement de roches magmatiques plutoniques et métamorphiques. Les dépôts de surface dominants sont le till, ainsi que les dépôts marins et fluvioglaciaires. Les bassins versants de ces stations contiennent des superficies en eaux importantes pour les Basses-Terres (1,38%), mais les superficies en milieux humides sont négligeables (moins de 1%). Les tronçons de ces rivières sont de largeur moyenne, peu encaissés et l'eau s'écoule lentement sur un substrat composé de matériaux variés allant de l'argile et du limon aux affleurements rocheux (rivière Assomption à Assomption), mais se compose principalement de galets et blocs.

9. Les stations des moyennes à larges rivières aux grands bassins versants situés principalement dans la Plaine du moyen Saint-Laurent

Le groupe 9 regroupe des stations localisées dans la Plaine du moyen Saint-Laurent. Il se compose des stations d'embouchure des rivières Etchemin, Bécancour, Du Sud, Aux Perles et Boyer, ainsi que des deux stations sur la rivière Nicolet et de deux stations en aval des rivières Du Chêne et Chaudière. Un tributaire de la rivière Aux Perles fait également partie du groupe. Ces stations ont des bassins versants de superficie moyenne et sont situées à de faibles altitudes. La roche-mère de leur bassin versant se compose principalement de roches magmatiques alcalines et plutoniques recouverte surtout par du till, ainsi que de dépôts marins et fluvioglaciaires. Les bassins versants de ces stations contiennent des superficies en milieux humides les plus importantes des Basses-Terres, mais des superficies en eaux négligeables (moins de 1%). Ces tronçons des rivières sont de largeur moyenne à large, sont encaissés et l'eau s'écoule lentement sur des substrats composés de matériaux variés allant de l'argile et limon aux galets et blocs.

10. Les stations des larges rivières aux grands bassins versants situés principalement dans la Plaine du moyen Saint-Laurent sur la rive sud de celui-ci

Le groupe 10 se compose des deux stations en aval de la rivière Chaudière, de la station d'embouchure de la rivière Nicolet Sud-Ouest et d'une station en aval de la rivière Yamaska. L'ensemble des stations se localisent dans la Plaine du moyen Saint-Laurent, sauf la station de la rivière Yamaska (Plaine du haut Saint-Laurent). Ces stations ont de vastes bassins et sont situées à des faibles altitudes. Le socle rocheux de leurs bassins versants se compose principalement de roches magmatiques plutoniques, métamorphiques et alcalines recouvertes principalement par du till, des dépôts marins et des alluvions. Les superficies occupées par les milieux humides et les surfaces en eaux sont négligeables (moins de 1%). Les tronçons de ces rivières sont généralement larges et très encaissés et l'eau s'écoule lentement sur un substrat composé de matériaux variés allant de l'argile et du limon aux galets et blocs.

ANNEXE F
Description des variables

VARIABLES	DESCRIPTION	UNITE
ALT	ALTITUDE	m
AREA	Superficie du bassin en amont	km ²
CF	COLIFORMES FÉCAUX - DÉPISTAGE T.F.M.	UFC
CHLO-A	CHLOROPHYLLE A ACTIVE - FILTRÉ SOLUBLE	mg/m ³
CHLO-AT	CHLOROPHYLLE A TOTALE - FILTRÉ SOLUBLE	mg/m ³
CHLO-ATOT	CHLOROPHYLLE A TOTALE (CHLO-A + PHEO)	mg/m ³
COD	CARBONE ORGANIQUE DISSOUS	mg/L
CON	CONDUCTIVITÉ	µS/cm
D ALLU	Superficie en alluvions	km ²
D ALLU %		
D EOL	Superficie en dépôts éoliens	km ²
D EOL %		
D FLUVIO	Superficie en dépôts fluvioglaciaires	km ²
D FLUVIO %		
D LACU	Superficie en dépôts lacustres	km ²
D LACU %		
D MARIN	Superficie en dépôts marins	km ²
D MARIN %		
D ROCK	Superficie en roches affleurantes	km ²
D ROCK %		
D TILL	Superficie en dépôts morainiques	km ²
D TILL %		
D WETLAND	Superficie en bog + marécages + marais	km ²
D WETLAND %		
DEPTH	Profondeur d'échantillonnage	m
DIST	Distance à la source	km
EMBANK	Stream embankment. Encaissement du lit mineur	1 (<1 m); 2 (1-5 m); 3 (5-10 m); 4 (>10 m)
FLOW_GEN	Écoulement dominant dans le tronçon de rivière, évaluation visuelle	1 (écoulement très lent); 2 (régulier); 3 (eaux vives); 4 (rapides)
FLOW_SUBS	Écoulement dominant au-dessus du substrat échantillonné, évaluation visuelle	1 (écoulement très lent); 2 (régulier); 3 (eaux vives); 4 (rapides)
G CALCO	Superficie en roches métamorphiques calcosilicatées (marbres)	km ²
G CALCO %		
G FERRU	Superficie en roches ferrugineuses	km ²
G M ALCALIN	Superficie en roches magmatiques alcalines (syénites)	km ²

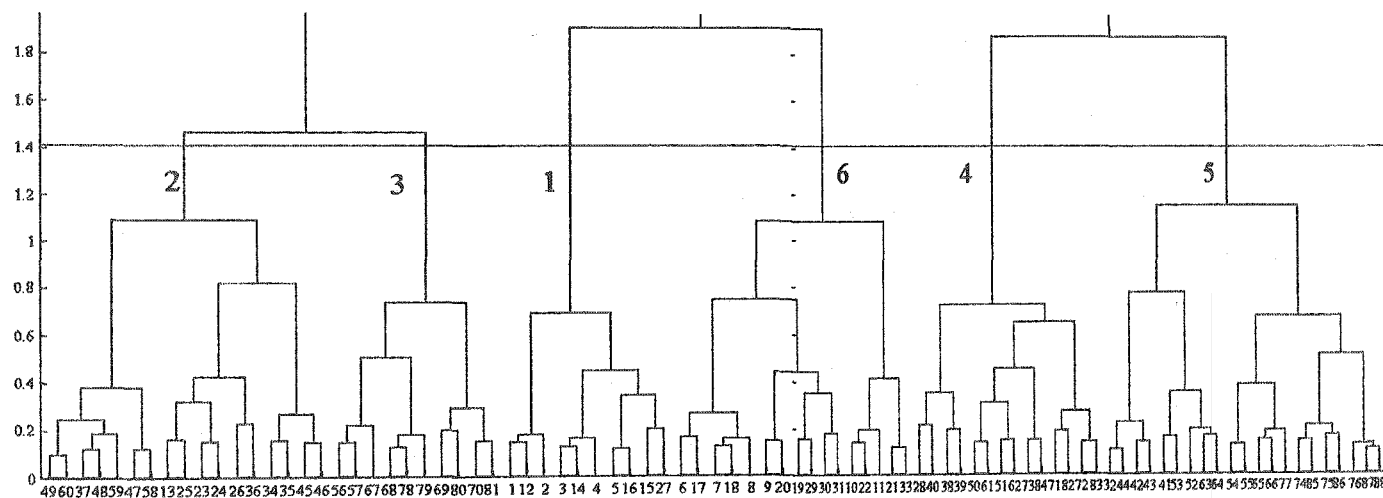
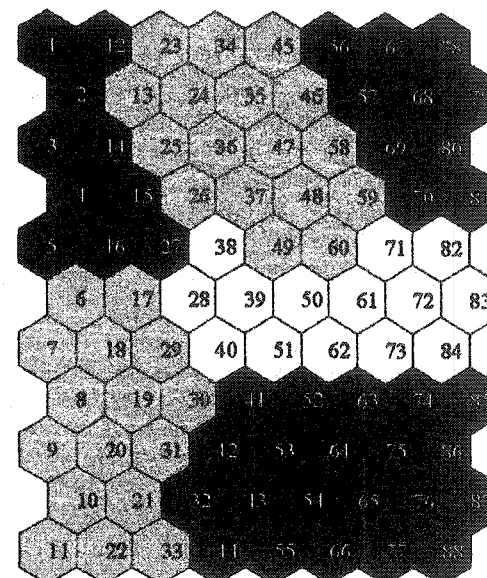
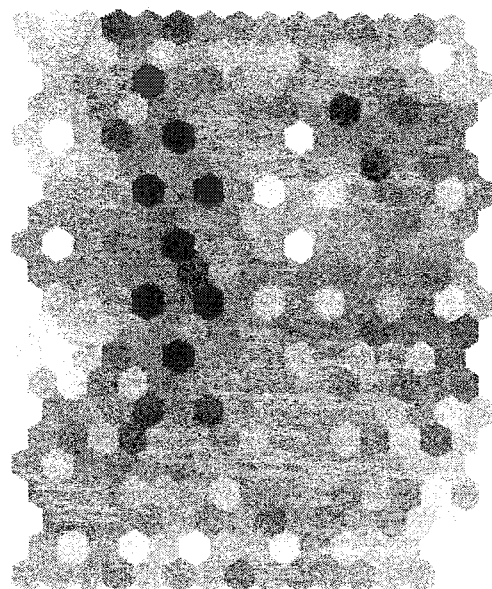
G M ALCALIN %		
G M BASALT	Superficie en roches magmatiques volcaniques (basaltes)	km ²
G M BASALT %		
G M CARBON	Superficie en roches magmatiques carbonatées (carbonatites)	km ²
G M CARBON %		
G M META	Superficie en roches magmatiques métamorphiques (gneiss, paragneiss, migmatites, quartzites, impactites)	km ²
G M META %		
G M PLUTON	Superficie en roches magmatiques plutoniques (granites, anorthosites, gabbros)	km ²
G M PLUTON %		
G S CARBON	Superficie en roches sédimentaires carbonatées (calcaires, dolomies et mudstones)	km ²
G S CARBON %		
G S MIXED	Superficie en roches sédimentaires mixtes (calcaires, dolomies, shales et grès)	km ²
G S SILICEOUS	Superficie en roches sédimentaires siliceuses, métamorphisées ou non (schistes, shales, ardoises, grès, conglomérats et parfois des calcaires)	km ²
G S SILICEOUS %		
L FARMLAND	Superficie agricole	km ²
L FARMLAND %		
L FOREST	Superficie forestière	km ²
L FOREST %		
L URBAN	Superficie urbaine	km ²
L URBAN %		
L WATER	Superficie en eau	km ²
L WATER %		
L WETLAND	Superficie en milieux humides	km ²
L WETLAND %		
MACROPHYTES	Abondance des macrophytes (% de recouvrement du lit de la rivière). Évaluation visuelle	%
NH3	AZOTE AMMONIACAL	mg/L N
NO3-NO2	NITRATES ET NITRITES	mg/L N
N-TOTF	AZOTE TOTAL FILTRÉ	mg/L N
O2	OXYGÈNE DISSOUS	mg/L O ₂
O2 %	OXYGENE DISSOUS	%
PH	PH	pH
P-TOT	Phosphore total calculé (= (P-T-PER) ou (P-TOT-S + P-TOT-D))	mg/L P

P-TOT-D	PHOSPHORE TOTAL DISSOUS	mg/L P
P-TOT-S	PHOSPHORE TOTAL EN SUSPENSION	mg/L P
P-T-PER	PHOSPHORE TOTAL	mg/L P
S ANIMAL U	Nombre total d'unité animal (S_BEEF_U + S_HOG_U + S_POULTRY_U + S_SHEEP_U)	Unités animales
S BEEF	Total des bovins et des veaux	Nombre de têtes
S BEEF U		Unités animales
S CEREAL	Superficie en céréales	Hectares
S CEREAL %		
S CORN	Superficie en maïs	Hectares
S CORN %		
S CROP	Superficie en culture	Hectares
S CROP %		
S FALLOW	Superficie en jachère	Hectares
S FALLOW %		
S FERTIL	Superficie ou il y a utilisation d'engrais chimiques	Hectares
S FERTIL %		
S FODDER	Superficie en cultures fouragères	Hectares
S FODDER %		
S FRUITS	Superficie totale en fruits, en petits fruits et en noix	Hectares
S FRUITS %		
S HERBIC	Superficie ou il y a utilisation d'herbicides	Hectares
S HERBIC %		
S HOG	Total des porcs	Nombre de têtes
S HOG U		Unités animales
S MANURE	Superficie ou il y a épandage de fumiers	Hectares
S MANURE %		
S PASTURE	Superficie en pâturages	Hectares
S PASTURE %		
S POP	Population totale en amont	
S POULTRY	Total des poules et poulets	Nombre de têtes
S POULTRY U		Unités animales
S SHEEP	Total des moutons et des veaux	Nombre de têtes
S SHEEP U		Unités animales
S SOYA	Superficie en soja	Hectares
S SOYA %		
SS	SOLIDES EN SUSPENSION	mg/L
SUBS GEN	Substrat dominant dans le tronçon du cours d'eau	1 (argile et limon); 2 (sable et gravier); 3 (galet et bloc); 4 (roche)
TEMP	TEMPÉRATURE	°C
TUR	TURBIDITÉ	UNT
VEL	Vitesse du courant au-dessus du substrat échantillonné	m/s
WIDTH	Stream width. Largeur du cours d'eau	1 (<2 m); 2 (2-5 m); 3 (5-15 m); 4 (>15 m)

ANNEXE G

Formation des communautés types des printemps et automnes 2002 et 2003

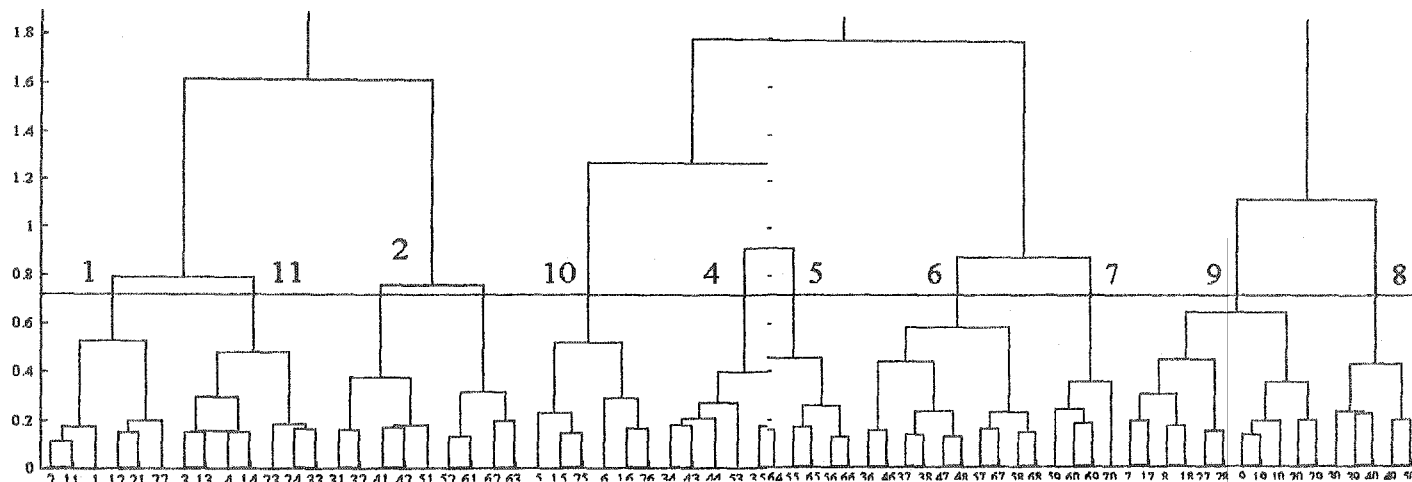
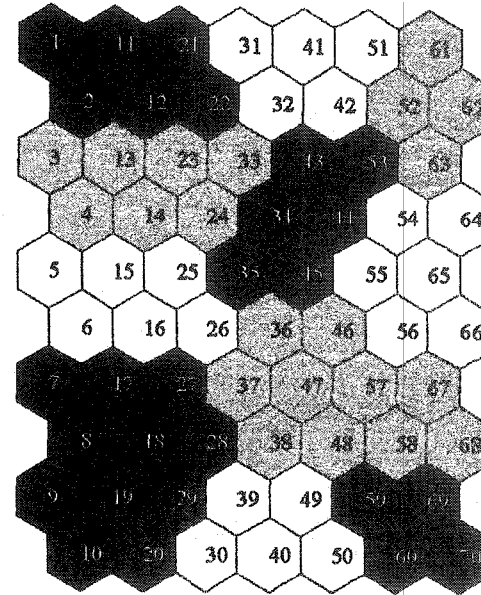
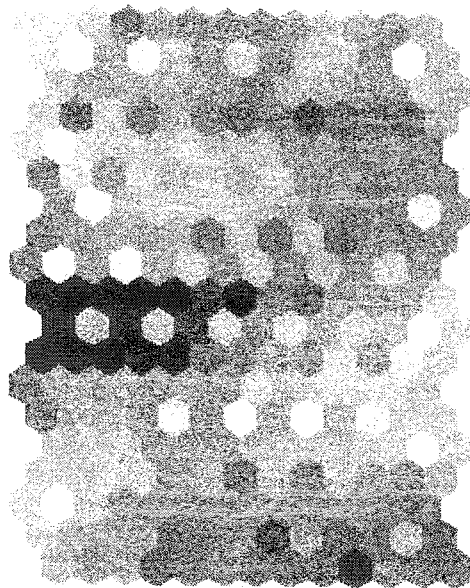
U-matrix



ANNEXE G

Formation des communautés types des printemps 2002 et 2003

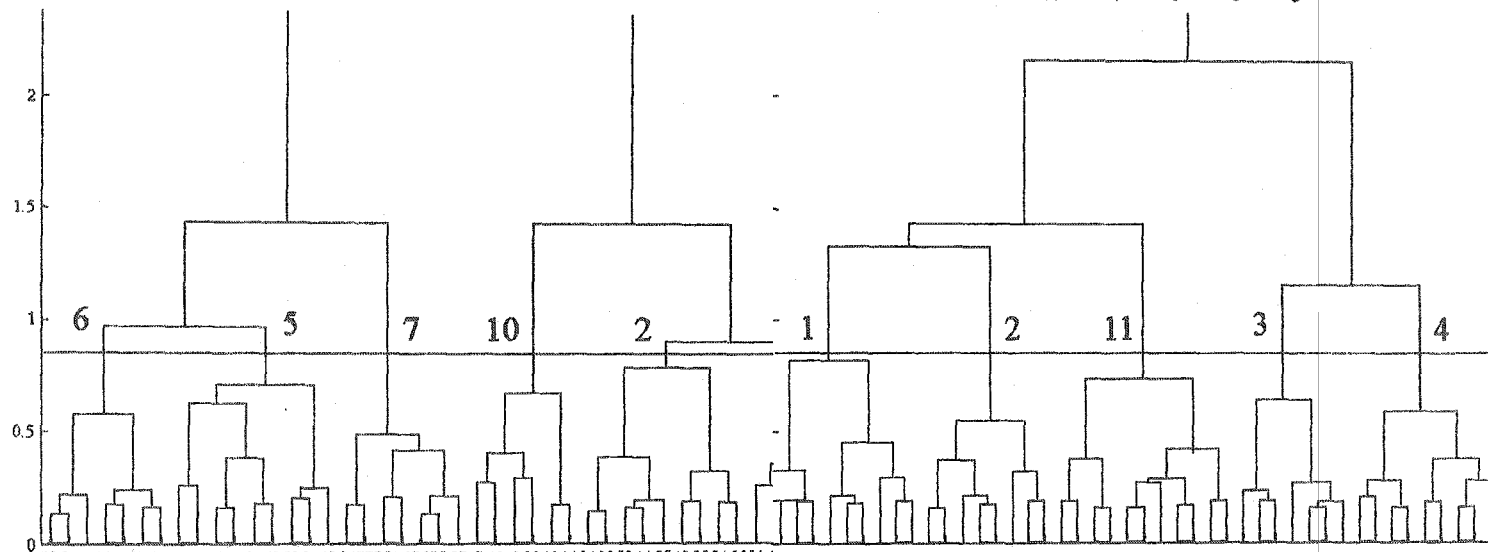
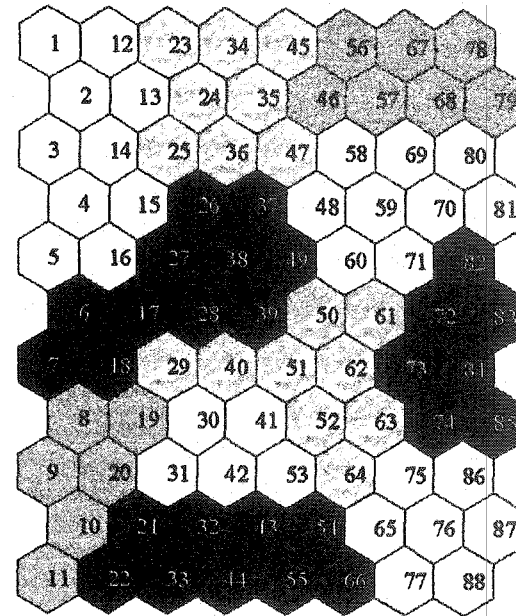
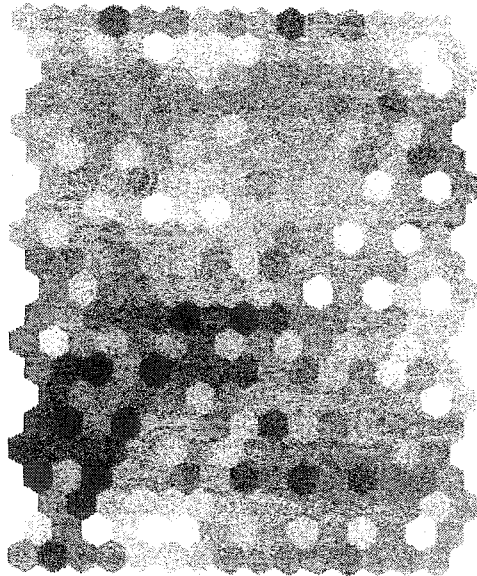
U-matrix



ANNEXE G

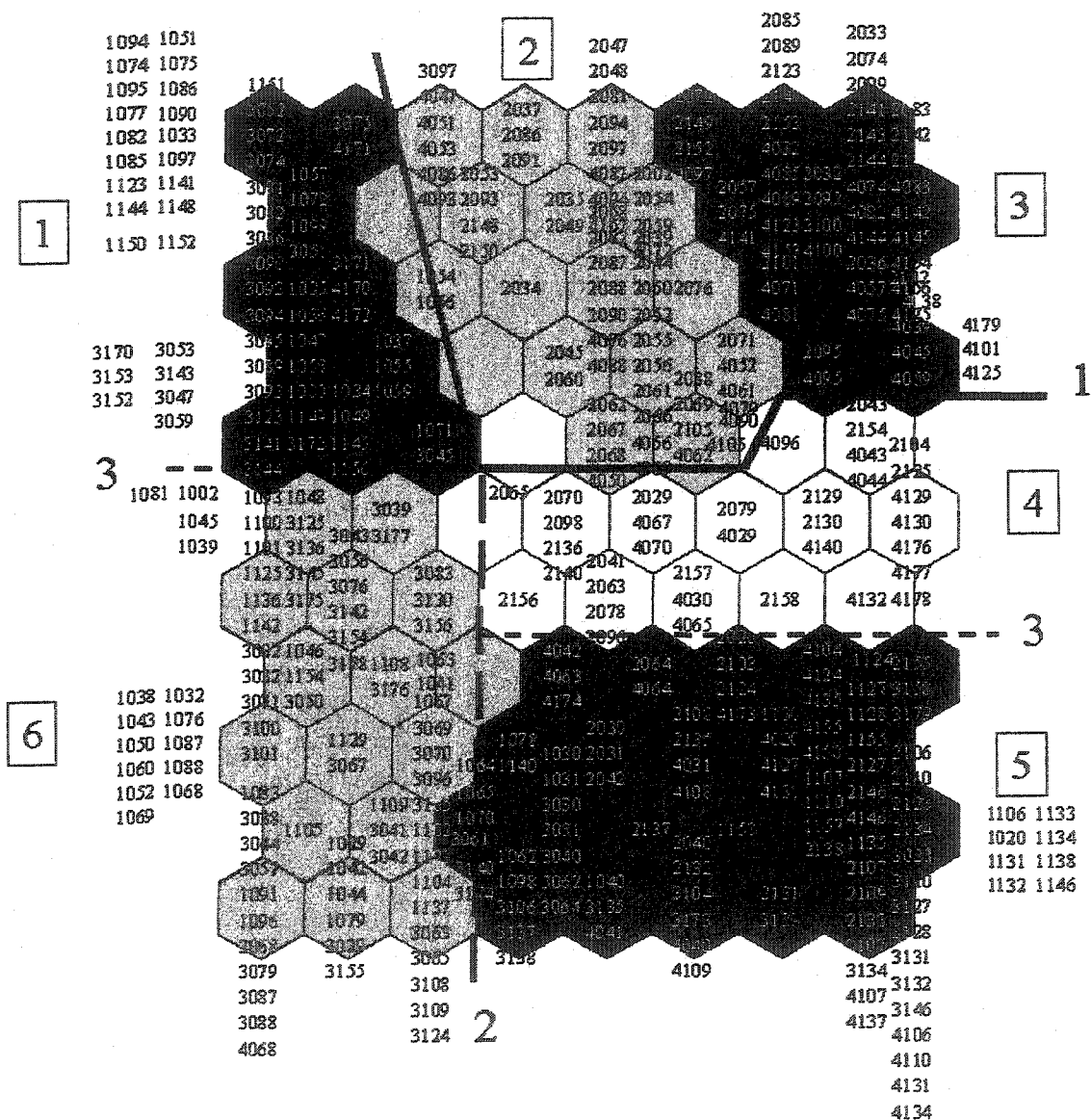
Formation des communautés types des automnes 2002 et 2003

U-matrix

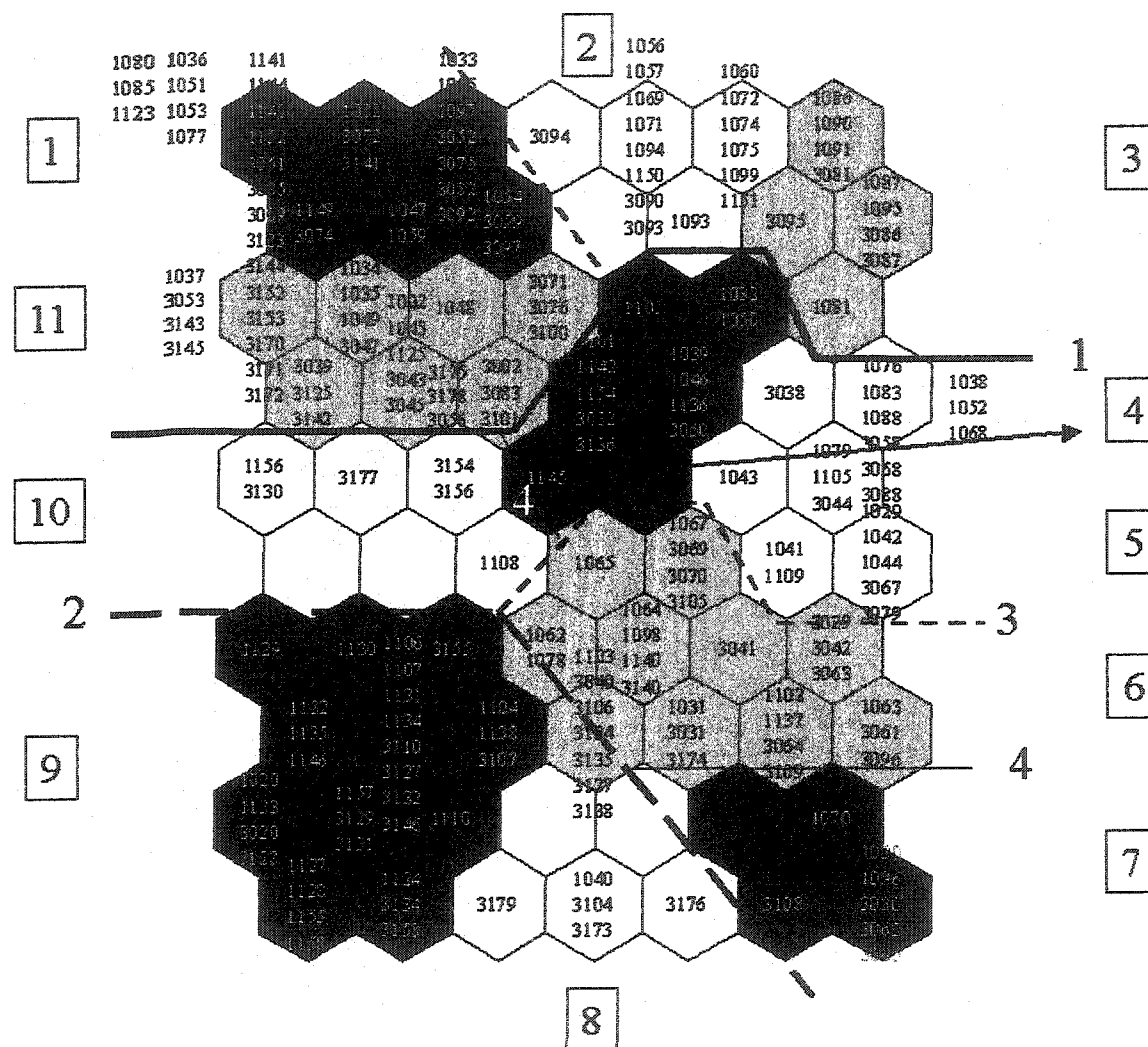


Stations d'échantillonnage composant chaque communauté type

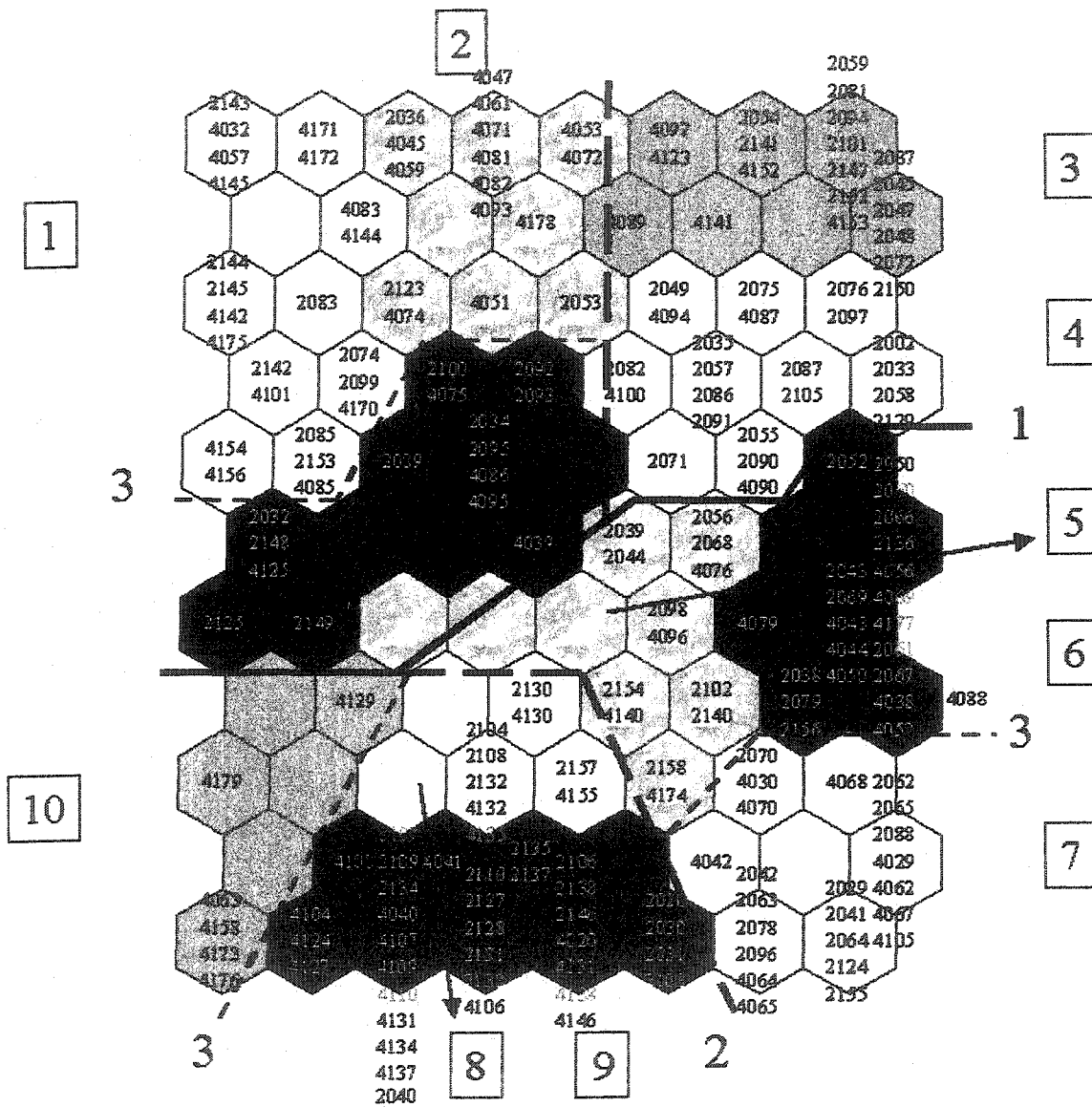
1. Printemps et automnes 2002 et 2003



2. Printemps 2002 et 2003



3. Automnes 2002 et 2003



ANNEXE I
Composition taxonomique des communautés types
des printemps 2002 et 2003

communauté 1					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
NLAN	0.73	87.99	18.30	27.07	25.36
NGRE	1.25	70.77	10.27	17.56	17.88
NPAL	0.00	59.91	5.09	8.90	12.85
SBRE	0.00	39.95	3.56	7.02	8.67
NFON	0.00	13.08	0.97	2.34	3.31
FCVA	0.00	10.20	1.20	2.10	2.43
NMIN	0.00	31.57	0.00	2.00	5.50
AMIN	0.00	17.85	0.48	1.97	3.65
NINC	0.00	14.01	0.76	1.88	3.19
FULN	0.00	19.10	0.96	1.78	3.27
NDIS	0.00	11.87	0.96	1.61	2.56
NCPR	0.00	11.41	0.00	1.60	2.64
ALAN	0.00	25.44	0.00	1.42	4.28
NTPT	0.00	11.01	0.83	1.40	2.22
CSLE	0.00	5.54	0.75	1.13	1.33
MVAR	0.00	8.85	0.00	1.07	2.03
MCIR	0.00	6.22	0.00	1.00	1.41

communauté 2					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
NTPT	2.25	37.61	8.75	12.49	9.93
NLAN	0.00	43.10	4.95	10.21	12.92
NGRE	1.23	25.65	6.78	7.75	6.10
NDIS	0.00	19.91	4.07	6.42	6.28
AMIN	0.00	22.95	3.25	6.05	7.35
FCVA	0.00	23.34	4.16	5.92	5.65
NCTO	0.00	11.19	4.57	4.54	3.92
CSLE	0.00	11.60	2.05	3.24	3.29
NSOC	0.00	25.79	0.00	3.17	7.31
NFON	0.00	17.12	1.21	2.65	4.69
FULN	0.00	10.95	1.45	2.49	3.22
NCTE	0.00	5.88	1.50	2.00	1.79
SBRE	0.00	5.11	1.04	1.73	1.80
CSIN	0.00	16.86	0.00	1.68	4.24
NCPR	0.00	12.10	0.83	1.65	3.00
ENLB	0.00	8.89	0.00	1.65	2.52
NPAL	0.00	4.20	1.39	1.57	1.45
MVAR	0.00	9.14	0.00	1.21	2.63
MCIR	0.00	5.75	0.72	1.04	1.53
DMON	0.00	6.24	0.00	0.94	1.90
CPLA	0.00	2.56	0.73	0.91	0.97
NMEN	0.00	8.67	0.00	0.91	2.29
GOLI	0.00	5.15	0.00	0.84	1.51
CMIN	0.00	7.52	0.00	0.81	2.02
DVUL	0.00	5.45	0.33	0.76	1.36

communauté 3					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
FCME	0.00	56.14	9.58	15.15	17.58
NFON	0.00	54.84	1.45	11.40	21.14
NGRE	1.21	38.14	3.12	7.87	11.13
FCVA	1.69	15.31	7.94	7.36	3.99
NDIS	0.00	18.02	6.40	7.03	6.41
MVAR	0.00	31.96	2.46	5.15	9.55
NTPT	0.00	14.07	2.88	3.66	4.14
DVUL	0.00	9.05	2.07	3.58	3.60
DMON	0.00	11.35	2.75	3.21	3.65
CSLE	0.00	8.56	2.16	2.83	2.62
NPAL	0.00	10.05	1.77	2.69	2.86
CPLA	0.00	7.23	1.59	2.32	2.27
NLAN	0.00	8.31	0.48	1.78	2.78
DTEN	0.00	5.24	1.35	1.75	1.86
NRCH	0.00	5.80	1.47	1.73	1.79
NSOC	0.00	7.73	0.00	1.62	3.00
GOLI	0.00	10.37	0.36	1.58	3.18
AMIN	0.00	7.25	0.00	1.39	2.33
FULN	0.00	6.28	0.00	1.07	1.97
ENLB	0.00	3.00	0.62	1.00	1.17
FCPE	0.00	5.31	0.00	1.00	1.70
NCPR	0.00	3.70	0.71	0.90	1.14
NINC	0.00	4.31	0.00	0.85	1.79
SBRE	0.00	2.20	0.37	0.69	0.81

communauté 4					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
NLAN	4.10	39.95	11.88	15.66	10.68
NGRE	1.70	32.07	10.92	13.26	10.49
FARC	0.00	65.21	2.58	8.80	17.59
CSLE	0.97	17.58	7.13	7.19	5.02
DMON	0.00	16.50	3.85	5.95	5.13
FCVA	1.22	8.52	5.87	5.59	2.47
AMIN	0.74	20.14	4.10	5.58	5.36
SBRE	0.00	8.19	1.43	2.92	3.08
NDIS	0.00	7.36	2.78	2.87	2.41
ENLB	0.00	25.78	0.00	2.69	7.05
FULN	0.72	5.93	2.17	2.37	1.56
NPAL	0.73	4.00	1.20	1.79	1.11
NFON	0.00	10.29	0.74	1.78	2.95
ADEF	0.00	7.69	0.95	1.67	2.28
FCAPF6	0.00	3.50	0.99	1.16	1.07
GOOL	0.00	3.50	0.72	0.99	1.10

communauté 5					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
FCVA	1.91	28.07	12.20	11.46	7.55
AMIN	0.74	22.72	7.40	9.38	6.21
CSLE	2.03	38.39	6.16	8.90	8.86
DMON	0.00	33.01	4.40	7.40	8.05
FCME	0.00	29.73	0.00	6.59	10.44
NDIS	0.00	16.87	3.18	4.35	4.72
GOOL	0.00	44.98	0.74	4.10	10.00
FULN	0.00	13.81	2.36	3.59	3.64
ENLB	0.00	6.86	1.96	2.36	2.22
DTEN	0.00	10.51	0.94	2.24	3.21
NGRE	0.00	10.69	1.27	2.10	2.56
NPAL	0.00	9.93	0.98	1.91	2.60
FCPE	0.00	9.11	0.95	1.89	2.43
MVAR	0.00	22.14	0.00	1.80	5.07
MCIR	0.00	16.97	0.00	1.79	3.89
FCAPF6	0.00	13.33	1.27	1.77	2.83
CMIN	0.00	11.01	0.00	1.74	2.72
FCAPF3	0.00	4.18	1.18	1.46	1.32
FCGR	0.00	12.20	0.00	1.40	3.23
NFON	0.00	4.30	1.45	1.35	1.43
DVUL	0.00	12.50	0.00	1.34	3.25
GOLI	0.00	9.33	0.00	1.19	2.42
FCAPF5	0.00	7.26	0.00	1.15	1.76

communauté 6					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
AMIN	5.22	83.72	30.12	35.91	22.75
DMON	0.00	59.25	3.95	10.44	15.07
FCVA	0.00	24.56	5.18	5.65	4.98
FULN	0.00	21.93	2.25	4.43	5.36
GOOL	0.00	37.80	0.93	3.54	7.15
ADEF	0.00	17.61	0.78	3.16	4.71
TFLO	0.00	26.98	0.00	2.92	6.42
DTEN	0.00	66.09	0.00	2.48	11.65
FCAPF6	0.00	7.99	1.64	2.15	2.01
ENLB	0.00	18.84	1.47	2.12	3.43
FCGR	0.00	37.47	0.00	1.78	6.66
CSLE	0.00	7.34	1.37	1.75	1.66
FARC	0.00	15.09	0.00	1.28	3.54
FCAPF5	0.00	10.90	0.70	1.19	2.07
NPAL	0.00	14.98	0.00	1.08	2.79
ALVS	0.00	5.29	0.69	1.05	1.36

communauté 7					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
AMIN	6.73	34.55	30.47	24.63	11.27
FCVA	0.00	21.04	3.86	6.82	7.87
DMON	0.00	17.46	2.68	4.39	5.95
CSLE	0.67	8.67	3.49	4.25	2.66
FCAPF6	1.34	8.19	3.37	3.73	2.32
FCAPF5	0.90	6.03	2.98	3.41	1.78
FCON	0.00	7.81	2.65	2.91	2.89
NFON	0.00	10.00	1.24	2.58	3.44
FULN	0.00	6.48	1.86	2.57	2.30
FNAN	0.00	11.97	0.00	2.49	4.42
TFLO	0.00	6.98	1.16	2.44	2.59
ENLB	0.00	8.43	1.49	2.43	3.08
ADEF	0.00	5.46	2.33	2.02	1.96
CMIC	0.00	4.02	2.09	1.72	1.47
ALVS	0.00	3.72	1.36	1.60	1.48
FCAPF3	0.00	3.47	1.75	1.59	1.46
NIPR	0.00	4.02	0.93	1.54	1.44
DTEN	0.00	4.74	0.67	1.52	1.98
FCGR	0.00	4.02	0.00	1.38	1.87
FPIN	0.00	5.00	0.00	1.37	2.13
NGRE	0.00	4.71	0.67	1.31	1.73
NCTE	0.00	3.26	0.75	1.04	1.26
NDIS	0.00	3.97	0.00	1.04	1.52
NPAL	0.00	2.24	0.96	0.96	0.82
NSIT	0.00	2.73	0.00	0.92	1.19
DVUL	0.00	5.71	0.00	0.82	2.16
CDEL	0.00	1.79	0.70	0.70	0.61
FCPE	0.00	2.48	0.00	0.65	0.96
GOOL	0.00	2.26	0.00	0.56	0.85
NINC	0.00	3.64	0.00	0.52	1.37
NMIN	0.00	1.14	0.67	0.49	0.48

communauté 8					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
AMIN	3.92	50.72	31.78	27.38	21.16
MCCO	0.00	30.88	0.93	6.61	13.58
FULN	0.75	18.41	3.30	5.79	7.14
FCAPF6	0.00	11.21	5.22	5.00	4.40
TFLO	1.24	11.76	3.50	4.95	4.01
GPAP	0.00	6.47	3.43	3.59	2.48
FCAPF5	0.62	5.61	3.19	2.98	1.81
FCVA	0.00	6.72	1.24	2.78	2.91
NPAL	0.62	4.23	2.00	2.43	1.58
MCIR	0.00	4.44	3.09	2.30	2.16
FNAN	0.00	7.96	1.25	2.28	3.31
NACI	0.00	9.45	0.00	2.14	4.12
ABIO	0.00	2.50	1.87	1.43	1.00
NIPR	0.00	3.75	1.00	1.24	1.54
FCAPF3	0.00	2.34	1.49	1.23	0.92
GANG	0.00	3.19	1.17	1.17	1.31
CSLE	0.00	1.86	1.24	1.15	0.70
NCRY	0.00	2.00	0.74	0.99	0.77
NREC	0.00	4.48	0.00	0.90	2.00
CPLA	0.00	1.96	1.00	0.84	0.84
NDIS	0.00	1.75	0.70	0.74	0.77
NRHY	0.00	1.74	0.74	0.70	0.73
EEXI	0.00	2.68	0.00	0.68	1.16
NFON	0.00	1.96	0.00	0.64	0.91
MVAR	0.00	3.00	0.00	0.60	1.34
NCON	0.00	2.94	0.00	0.59	1.32
FCGR	0.00	1.86	0.00	0.56	0.83
DMON	0.00	1.50	0.00	0.51	0.71
NPUP	0.00	0.93	0.74	0.50	0.46
NDME	0.00	1.00	0.70	0.49	0.46

communauté 9					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
TFLO	1.95	90.31	24.66	32.50	27.07
AMIN	0.76	71.23	17.70	24.13	20.24
DMON	0.00	81.40	0.00	5.50	17.08
FCAPF5	0.00	8.83	2.56	2.92	2.35
FCVA	0.00	11.71	1.22	1.97	2.74
FCAPF6	0.00	4.48	1.47	1.70	1.33
FCGR	0.00	19.11	0.00	1.47	3.62
GPAP	0.00	6.80	0.85	1.43	1.80
CSLE	0.00	4.76	0.97	1.27	1.30
NDIS	0.00	13.71	0.00	1.13	2.71
NPAL	0.00	5.83	0.00	1.10	1.69
BNEO	0.00	5.06	0.36	0.99	1.42

communauté 10					
	MIN	MAX	Médiane	moyenne	SD
AMIN	5.67	15.21	13.45	11.89	3.93
ADEF	0.00	28.37	5.34	10.00	11.45
CSLE	1.25	13.85	9.14	8.04	5.95
NGRE	3.07	9.68	6.34	6.46	3.08
NPAL	2.13	9.38	6.48	6.16	2.56
NLAN	0.00	15.14	1.72	4.71	6.26
ENLB	0.00	18.02	2.28	4.35	6.87
SBRE	0.00	6.23	3.69	3.42	2.38
FCVA	0.72	10.47	1.94	3.05	3.67
GPAP	0.00	6.17	2.69	2.80	2.19
TFLO	0.00	10.79	1.00	2.50	4.09
MCIR	0.00	9.63	0.38	1.89	3.82
MVAR	0.00	5.74	0.95	1.72	2.28
FCVE	0.00	9.93	0.00	1.65	4.05
NIPR	0.00	5.29	0.83	1.41	1.99
FCAPF5	0.00	4.03	0.62	1.40	1.78
NREC	0.00	3.70	0.60	1.32	1.66
FULN	0.00	2.36	1.37	1.18	0.99
NDIS	0.00	6.05	0.00	1.17	2.42
CMIN	0.00	4.80	0.50	1.16	1.86
NCRY	0.00	1.92	1.36	1.09	0.88
ALAN	0.00	2.27	0.99	0.92	0.86
SANG	0.00	2.22	0.83	0.81	0.82
FCAPF6	0.00	2.60	0.37	0.77	1.04
NMIN	0.00	2.52	0.00	0.63	1.05
ABIO	0.00	3.02	0.00	0.62	1.21
NFON	0.00	1.50	0.38	0.62	0.72
DMON	0.00	2.02	0.00	0.53	0.87
CSIN	0.00	2.22	0.00	0.49	0.90
NHEU	0.00	2.72	0.00	0.45	1.11
NCHU	0.00	1.51	0.00	0.45	0.71
CPLA	0.00	1.18	0.36	0.44	0.51

communauté 11					
	MIN	MAX	Médiane	moyenne	SD
NPAL	1.21	55.68	8.07	14.92	14.97
NGRE	1.97	29.93	9.48	10.30	6.99
NLAN	0.00	36.43	3.63	7.12	9.25
CSLE	1.24	21.48	5.87	6.81	4.98
SBRE	0.00	38.57	2.57	6.37	9.11
AMIN	0.00	23.04	2.60	5.02	6.20
MVAR	0.00	47.91	2.17	4.30	9.42
FCVA	0.00	13.29	3.18	4.25	3.47
FULN	0.00	12.50	3.55	4.21	3.92
MCIR	0.00	19.85	0.72	2.20	4.54
ENLB	0.00	10.46	1.18	2.14	2.88
GPAP	0.00	9.69	1.69	2.09	2.53
GOOL	0.00	10.71	0.00	1.93	3.28
NSAP	0.00	20.27	0.00	1.60	4.29
ADEF	0.00	7.71	0.00	1.20	2.02
NDIS	0.00	6.29	0.95	1.17	1.38
CMIN	0.00	14.86	0.00	1.17	3.15
NFON	0.00	4.95	0.35	1.17	1.53
FCAPF5	0.00	28.16	0.00	1.16	5.51
DMON	0.00	5.31	0.00	1.06	1.79
NACI	0.00	11.52	0.00	0.99	2.39
GOLI	0.00	18.02	0.00	0.96	3.62
ALAN	0.00	2.45	0.74	0.84	0.78

**Composition taxonomique des communautés types
des automnes 2002 et 2003**

communautés 1					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
NPAL	0.98	31.22	11.24	12.13	7.25
NFON	0.00	31.37	3.68	5.79	6.85
CPLA	0.72	33.80	2.44	5.69	7.60
NSHR	0.00	23.93	3.32	5.67	5.81
NLAN	0.00	42.34	0.71	4.20	9.53
NVGE	0.00	12.92	2.86	4.09	3.65
NINC	0.00	16.18	0.73	3.74	5.02
NCPR	0.00	14.59	2.31	3.71	4.34
NGRE	1.18	9.47	3.09	3.70	2.43
AMIN	0.00	8.92	2.37	3.31	3.00
NVRO	0.00	15.17	0.95	2.48	3.50
CMEN	0.00	14.32	1.47	2.10	3.26
MVAR	0.00	18.34	0.00	2.04	4.11
NAMP	0.00	14.32	0.00	2.00	3.89
NRCS	0.00	10.05	0.94	1.73	2.81
NMIN	0.00	6.37	1.23	1.56	1.43
CSLE	0.00	5.57	0.95	1.55	1.77
NDES	0.00	17.73	0.00	1.52	4.89
ADEF	0.00	14.52	0.00	1.47	3.37
NCIN	0.00	9.80	0.00	1.20	2.45
RABB	0.00	6.36	0.00	1.08	1.73

communauté 2					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
MVAR	0.00	81.05	11.19	19.85	22.72
NPAL	0.75	47.02	9.10	12.37	10.78
CMEN	1.25	17.71	4.96	7.45	6.18
NFON	0.00	28.54	2.61	5.99	8.76
CPLA	0.00	19.45	3.01	4.91	5.01
NCPR	0.00	11.00	3.82	4.40	3.35
NMIN	0.00	11.30	1.60	3.40	4.12
AMIN	0.00	15.87	1.43	3.35	5.36
NGRE	0.00	10.57	2.15	2.78	3.31
FULN	0.00	8.48	2.48	2.66	2.85
CPED	0.00	11.72	1.33	2.29	2.90
NERI	0.00	32.03	0.00	2.09	7.99
NVGE	0.00	6.61	1.26	1.92	1.84
NAMP	0.00	6.62	0.00	1.15	2.00
NCIN	0.00	11.49	0.00	1.14	3.23
NLAN	0.00	9.09	0.00	1.04	2.30
FCVA	0.00	4.74	0.00	0.85	1.50
CSLE	0.00	3.29	0.37	0.65	0.90

communauté 3					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
NMIN	0.00	32.99	5.56	7.99	7.74
NPAL	0.00	19.43	6.54	7.37	5.38
CPLA	1.03	44.25	4.03	7.07	9.82
NINC	0.00	34.59	1.98	5.67	9.12
CMEN	0.00	11.96	3.18	4.37	4.16
AMIN	0.00	26.75	2.25	4.35	6.41
RABB	0.00	44.23	1.02	4.01	10.16
NFON	0.00	31.02	0.50	3.19	6.94
NAMP	0.00	17.62	1.24	3.15	4.72
NGRE	0.00	8.29	2.02	2.94	2.60
NSMU	0.00	8.48	1.75	2.52	2.73
NCPR	0.00	13.54	1.34	2.43	3.53
APED	0.00	12.81	1.23	2.31	3.31
ALAN	0.00	16.29	0.44	2.04	4.12
MVAR	0.00	11.09	0.00	1.46	2.83
NVGE	0.00	10.55	0.00	1.37	2.63
NLAN	0.00	9.95	0.00	1.27	2.45
FCVA	0.00	8.09	0.67	1.23	1.96
NSHR	0.00	5.37	0.00	1.10	1.88
NPUP	0.00	3.41	0.98	1.05	1.10
NCIN	0.00	18.89	0.00	0.94	4.22
NSEM	0.00	3.66	0.33	0.86	1.20

communauté 4					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
AMIN	1.35	60.23	8.35	15.03	16.41
CPLA	0.81	23.44	8.57	9.84	7.01
NPAL	0.00	32.22	6.62	8.36	8.21
NMIN	0.00	70.20	3.27	7.53	14.61
NFON	0.00	14.49	3.71	4.68	4.24
NINC	0.00	21.48	2.12	3.87	5.43
NAMP	0.00	18.77	1.53	3.34	5.10
NCPR	0.00	13.80	2.27	2.67	3.26
FPIN	0.00	15.13	0.00	2.35	4.24
CMEN	0.00	10.92	1.21	2.12	2.99
NCIN	0.00	14.59	0.00	1.92	3.75
CPED	0.00	5.61	1.30	1.84	1.80
ALAN	0.00	14.42	0.88	1.48	3.03
NCTO	0.00	15.69	0.00	1.45	3.56
FCVA	0.00	5.97	0.00	1.13	1.67
NGRE	0.00	6.45	0.00	1.11	1.73
NDIS	0.00	6.17	0.00	1.07	1.76

communauté 5					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
AMIN	5.09	54.32	24.00	26.33	16.24
NPAL	2.67	19.95	5.19	9.17	6.62
ADEF	0.00	20.67	1.91	5.60	7.48
NFON	0.00	15.49	3.43	4.40	4.35
CPLA	0.00	13.61	3.58	3.92	3.83
FPIN	0.00	10.54	0.00	2.66	3.66
NCPR	0.00	9.49	1.23	2.64	3.13
NSIT	0.00	11.22	0.00	2.34	4.05
CPED	0.00	23.11	0.00	2.34	6.36
FCVA	0.00	5.53	2.23	2.24	1.59
MVAR	0.00	16.09	0.00	1.94	4.48
FCME	0.00	20.44	0.00	1.88	5.63
NCRY	0.00	3.87	1.48	1.43	1.05
NGRE	0.00	4.28	0.97	1.37	1.41
CSLE	0.00	2.97	0.99	1.24	1.22
ASHU	0.00	7.13	0.00	1.16	2.48
NMIN	0.00	3.70	0.73	1.13	1.36
ALAN	0.00	2.86	1.20	1.08	0.93
NDEC	0.00	3.95	0.00	1.01	1.41

communauté 6					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
AMIN	6.42	60.08	29.89	29.47	13.74
NPAL	0.90	11.38	5.80	6.14	2.95
MVAR	0.00	49.38	0.00	4.64	10.97
NSIT	0.00	30.84	1.58	4.48	7.82
CPLA	0.00	13.56	3.20	3.90	3.71
NFON	0.00	8.60	3.47	3.56	3.07
NCPR	0.00	7.02	3.34	3.27	1.52
FCVA	0.00	10.00	0.85	1.84	2.56
NCRY	0.00	6.88	1.46	1.84	1.73
CPED	0.00	7.37	0.35	1.58	2.37
NAMP	0.00	8.25	0.00	1.55	2.49
FCAPF3	0.00	8.06	0.00	1.17	2.12
NGRE	0.00	4.67	0.98	1.17	1.43
CMEN	0.00	6.62	0.00	1.10	1.85
ADEF	0.00	5.31	0.00	1.06	1.58
FPIN	0.00	5.57	0.00	1.06	1.63
FCME	0.00	11.21	0.00	1.05	2.56
NMIN	0.00	4.94	0.71	1.05	1.33
NDIS	0.00	2.93	0.68	0.92	1.04
NCTO	0.00	3.17	0.35	0.89	1.09
NCTE	0.00	3.89	0.37	0.86	1.05

communauté 7					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
AMIN	3.72	55.58	23.01	25.19	12.06
NSIT	0.00	58.81	2.14	7.36	13.42
NPAL	0.00	12.86	4.36	4.77	3.28
NFON	0.00	6.54	2.05	2.70	2.18
CMIC	0.00	8.75	1.76	2.53	2.69
FCVA	0.00	9.93	1.76	2.50	2.65
FCME	0.00	33.75	0.00	2.48	7.44
FPIN	0.00	9.09	1.46	2.33	2.86
FCAPF6	0.00	12.85	0.00	1.94	3.48
FCVE	0.00	8.07	0.00	1.87	2.93
FCAPF3	0.00	12.10	0.95	1.87	3.14
ADEF	0.00	8.38	0.94	1.84	2.55
CPLA	0.00	5.91	1.65	1.77	1.72
FCON	0.00	11.06	0.00	1.63	3.13
FNAN	0.00	8.48	0.00	1.53	2.72
FBRE	0.00	8.20	0.00	1.36	2.28
NLST	0.00	9.14	0.00	1.24	2.28
NMIN	0.00	5.68	0.67	1.23	1.62
FCPE	0.00	23.57	0.00	1.21	4.93
NDIS	0.00	6.22	0.74	1.16	1.68
BNEO	0.00	5.71	0.00	1.05	1.70

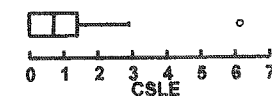
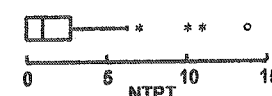
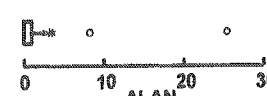
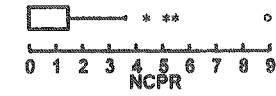
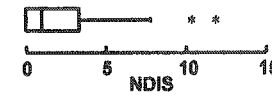
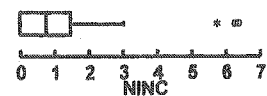
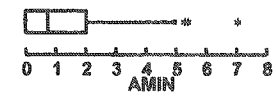
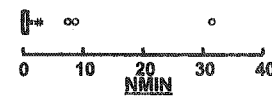
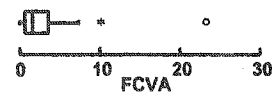
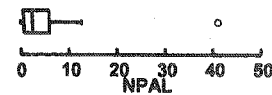
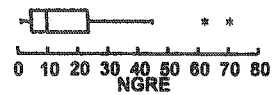
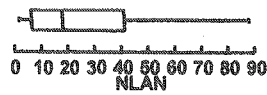
communauté 8					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
AMIN	8.96	36.87	15.96	19.69	9.37
NLST	1.79	54.34	4.98	11.43	16.84
NPAL	2.46	18.77	7.08	7.84	4.78
TFLO	0.00	19.60	2.57	6.64	7.35
CSLE	0.00	12.19	3.57	4.65	3.80
ADEF	0.00	10.80	0.99	4.07	4.91
FCON	0.00	9.18	2.06	2.80	3.35
MVAR	0.00	15.96	0.00	2.32	5.25
NFON	0.00	3.60	2.24	1.93	1.57
CTGL	0.00	16.59	0.00	1.84	5.53
FCME	0.00	16.16	0.00	1.80	5.39
FCGR	0.00	7.96	0.00	1.46	2.62
NDRA	0.00	9.45	0.00	1.34	3.07
FCAPF6	0.00	3.52	1.28	1.22	1.18
NCRY	0.00	5.16	0.00	1.22	1.96
GPAR	0.00	2.55	1.00	1.15	0.89
FCAPF3	0.00	2.82	1.49	1.01	1.04
FULN	0.00	7.96	0.00	0.97	2.63
FCAPF5	0.00	6.89	0.00	0.90	2.28
CPLA	0.00	1.52	0.94	0.84	0.54

communauté 9					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
AMIN	0.76	64.79	34.84	32.89	16.50
TFLO	0.00	96.46	9.88	17.81	20.95
BNEO	0.00	18.55	2.53	4.37	4.89
FCAPF6	0.00	24.01	2.32	3.58	5.23
NLST	0.00	30.30	0.00	2.90	5.73
FCGR	0.00	30.02	0.99	2.75	6.18
FCAPF5	0.00	14.88	1.22	2.54	3.86
NPAL	0.00	7.52	1.22	1.92	2.33
FCAPF3	0.00	9.67	0.74	1.74	2.50
CMIC	0.00	10.95	0.00	1.56	2.92
FPIN	0.00	18.47	0.00	1.28	3.34
FCVE	0.00	17.98	0.00	1.15	3.82
ADEF	0.00	6.33	0.73	1.15	1.60
GPAP	0.00	2.53	0.73	0.92	0.99

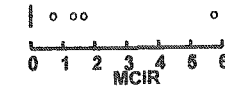
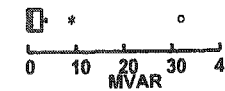
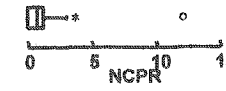
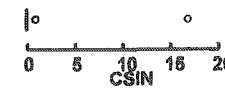
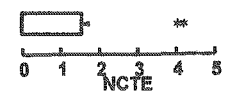
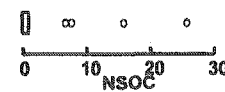
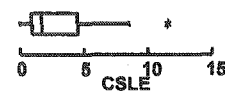
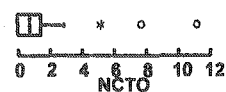
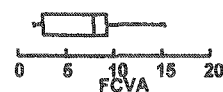
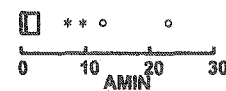
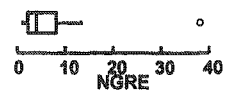
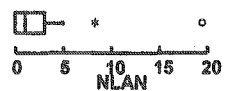
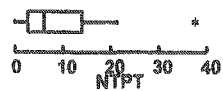
communauté 10					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
AMIN	6.14	50.00	24.50	25.51	14.65
MVAR	0.00	33.17	2.27	7.35	12.89
NPAL	1.47	9.09	5.94	5.54	3.07
FNAN	0.00	29.34	0.00	5.26	11.83
FCVE	0.00	13.22	2.07	4.90	6.20
GPAP	1.22	4.91	3.13	2.99	1.36
FULN	0.00	8.31	0.37	2.12	3.35
CPLA	0.00	4.91	1.81	1.99	1.63
ADEF	0.00	7.35	0.36	1.88	2.95
FCAPF5	0.00	5.62	0.73	1.67	2.22
NCRY	0.00	4.42	1.09	1.63	1.58
TFLO	0.00	4.57	0.37	1.52	2.10
ACHL	0.00	9.09	0.00	1.52	3.71
NFON	0.00	2.88	1.10	1.41	1.12
NLST	0.00	4.09	0.00	1.32	2.04
CMEN	0.00	3.19	0.37	1.10	1.46
FCAPF6	0.00	2.45	1.09	1.09	0.99
FPUL	0.00	5.49	0.00	1.04	2.20
NCAP	0.00	2.46	0.61	0.97	1.14
MCIR	0.00	4.18	0.00	0.94	1.69
NVGE	0.00	4.91	0.00	0.94	1.97
ALAN	0.00	4.18	0.00	0.93	1.69
NDIS	0.00	1.97	0.36	0.65	0.82
FCVA	0.00	3.82	0.00	0.64	1.56
GCLE	0.00	3.42	0.00	0.57	1.40
NVRO	0.00	2.46	0.00	0.57	1.00
CSLE	0.00	1.95	0.36	0.57	0.77
NMIN	0.00	1.67	0.37	0.56	0.69

communauté 11					
	MIN	MAX	Médiane	Moyenne	SD
NPAL	4.71	80.87	16.17	25.97	23.81
NFON	0.00	33.49	6.95	10.74	11.82
NCIN	0.00	69.88	0.00	6.66	18.56
NCPR	0.00	30.17	2.35	5.70	7.90
MVAR	0.00	51.79	0.00	4.62	13.29
CMEN	0.00	18.34	0.74	3.79	6.26
NAVIS	0.00	52.57	0.00	3.50	13.57
AMIN	0.00	16.47	1.57	2.96	4.18
CPLA	0.00	17.32	1.19	2.50	4.40
NVRO	0.00	13.18	0.00	1.95	3.84
NMIN	0.00	5.46	1.40	1.95	1.89
SBRE	0.00	11.95	0.00	1.58	3.75
NINC	0.00	13.17	0.00	1.36	3.32
NSHR	0.00	7.94	0.95	1.31	2.12

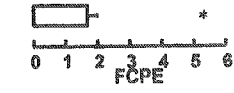
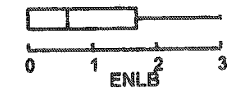
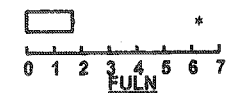
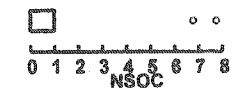
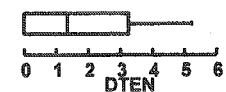
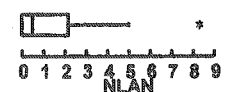
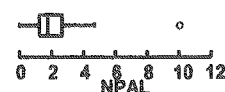
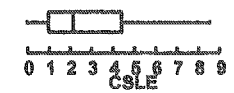
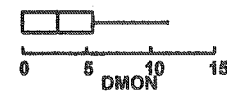
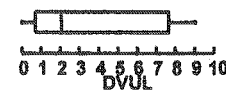
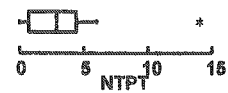
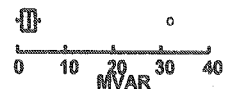
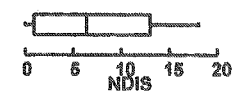
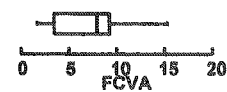
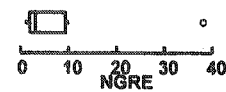
ANNEXE J Communauté type 1 du printemps



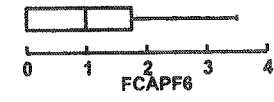
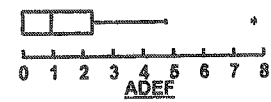
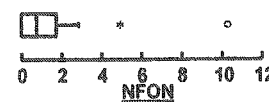
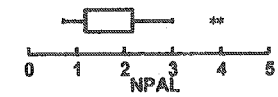
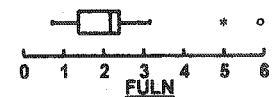
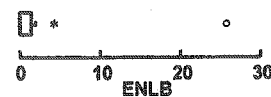
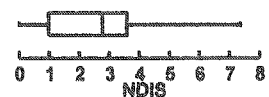
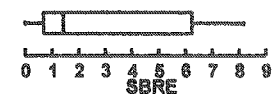
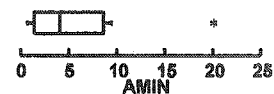
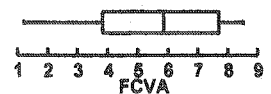
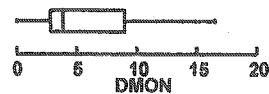
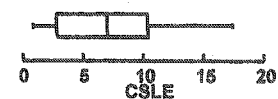
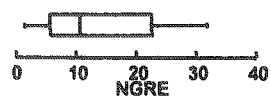
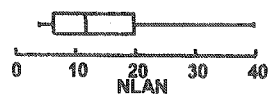
Communauté type 2 du printemps



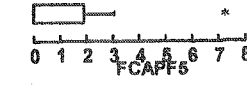
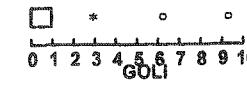
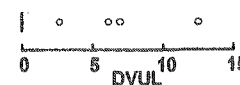
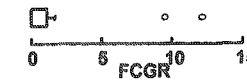
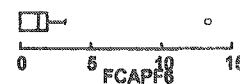
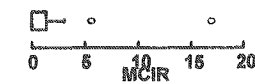
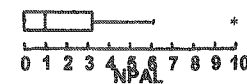
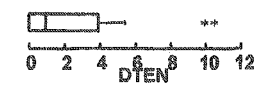
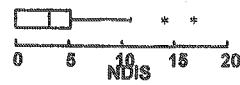
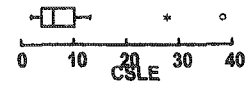
Communauté type 3 du printemps



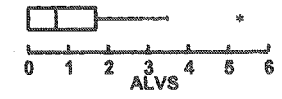
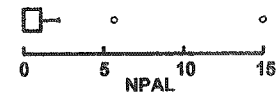
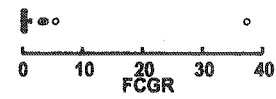
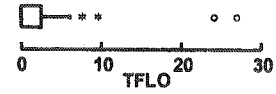
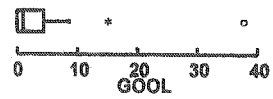
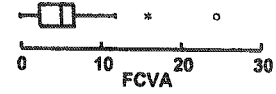
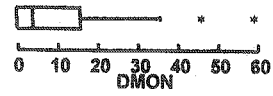
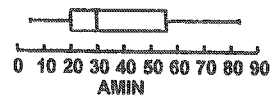
Communauté type 4 du printemps



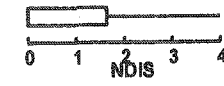
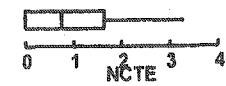
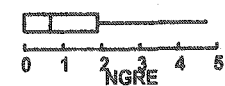
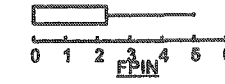
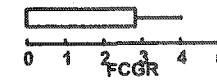
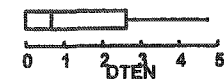
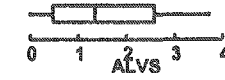
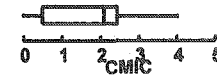
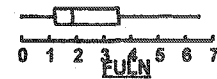
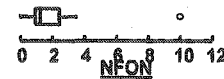
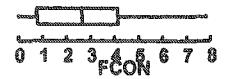
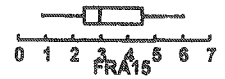
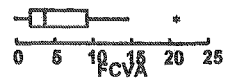
Communauté type 5 du printemps



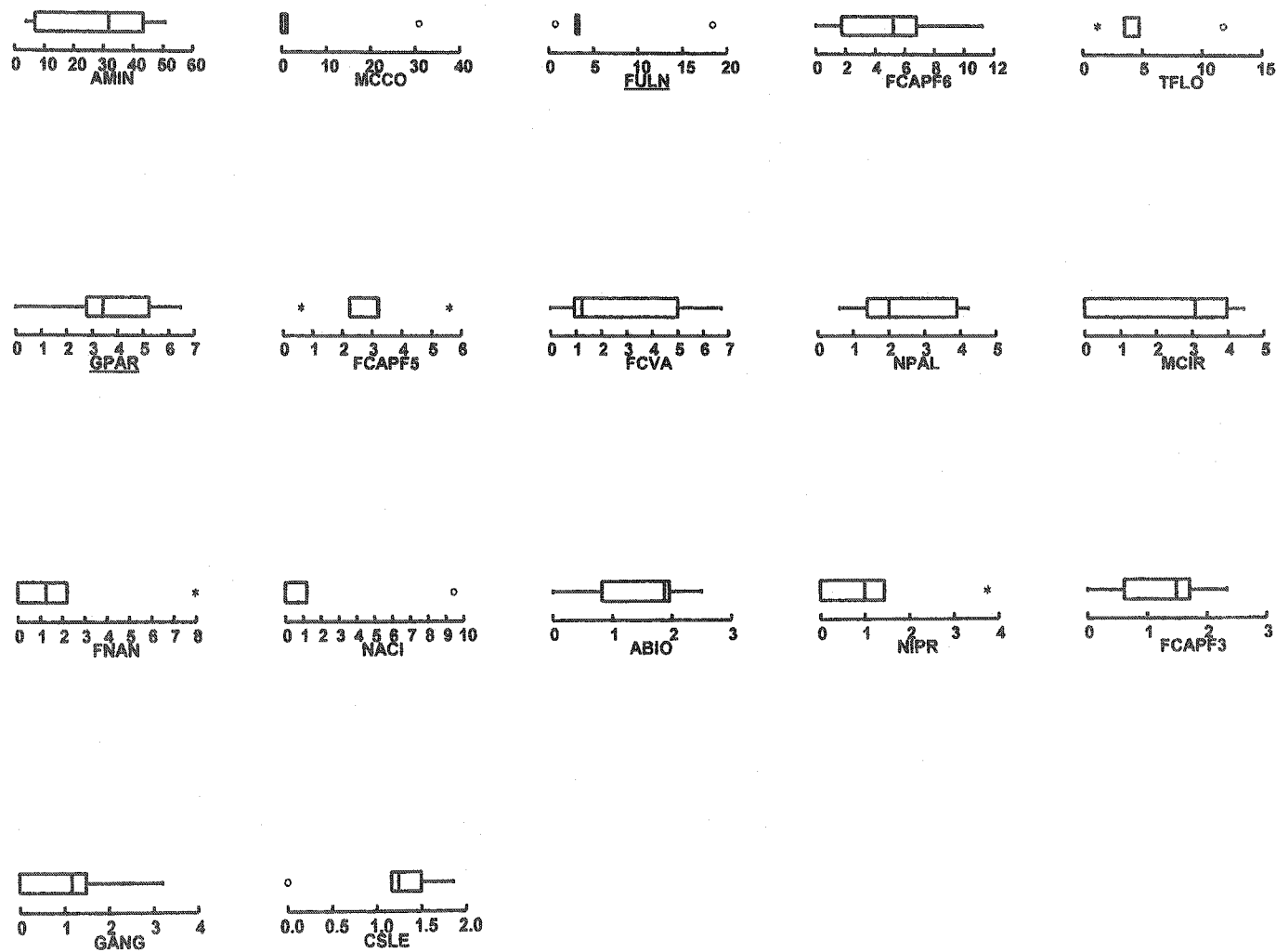
Communauté type 6 du printemps



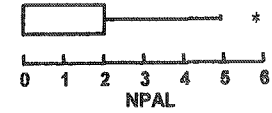
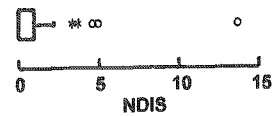
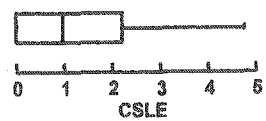
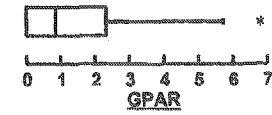
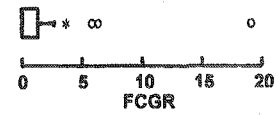
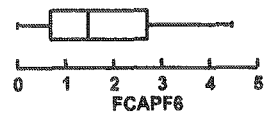
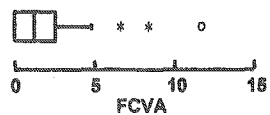
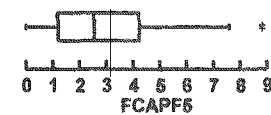
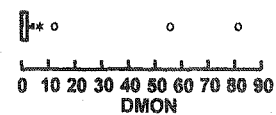
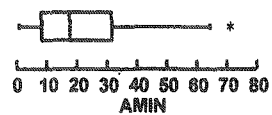
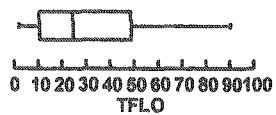
Communauté type 7 du printemps



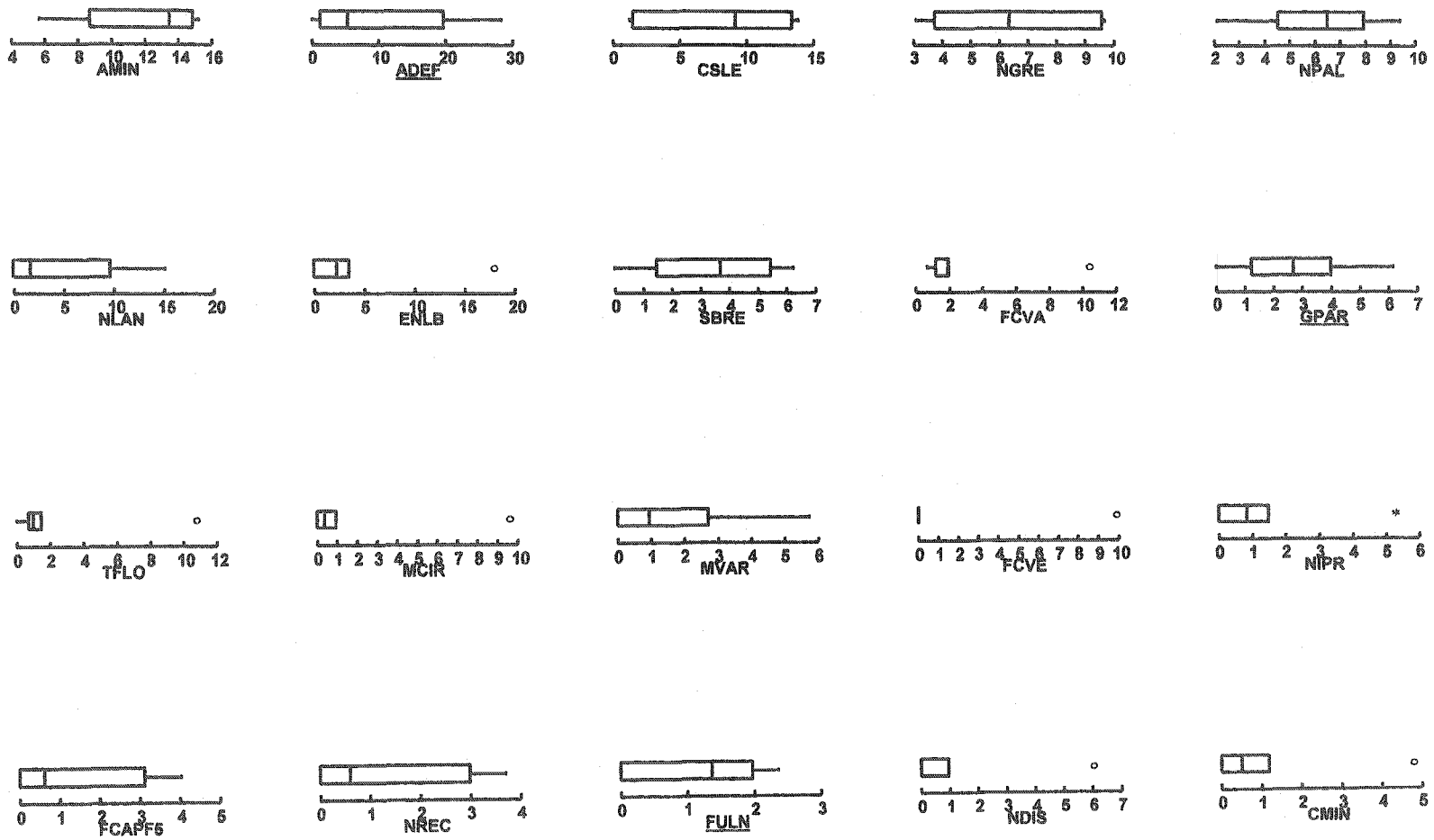
Communauté type 8 du printemps



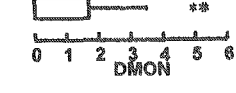
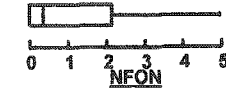
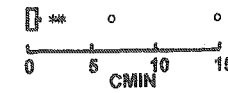
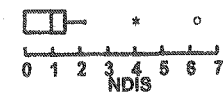
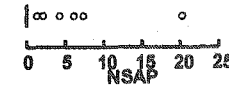
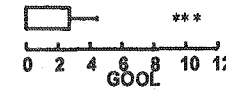
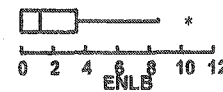
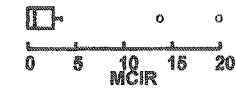
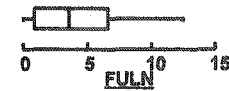
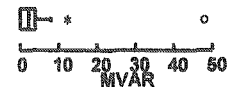
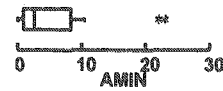
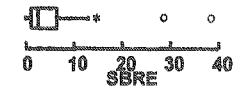
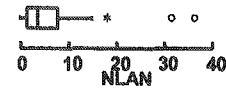
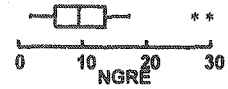
Communauté type 9 du printemps



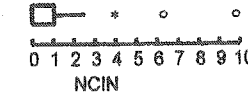
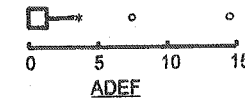
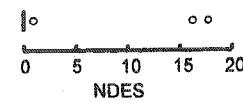
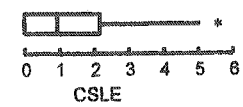
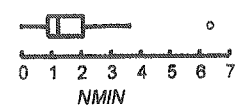
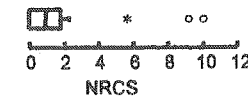
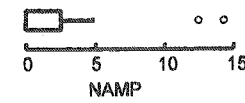
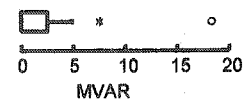
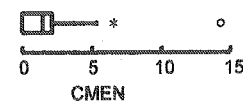
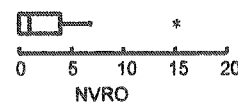
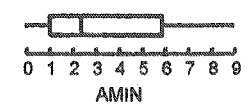
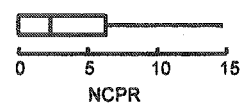
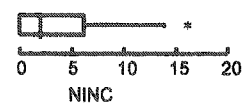
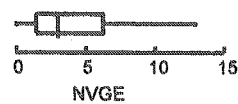
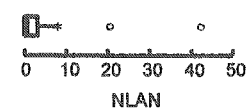
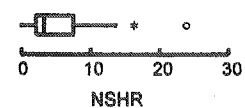
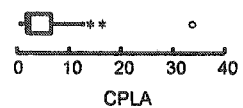
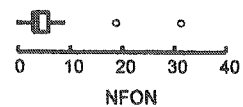
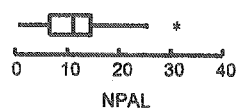
Communauté type 10 du printemps



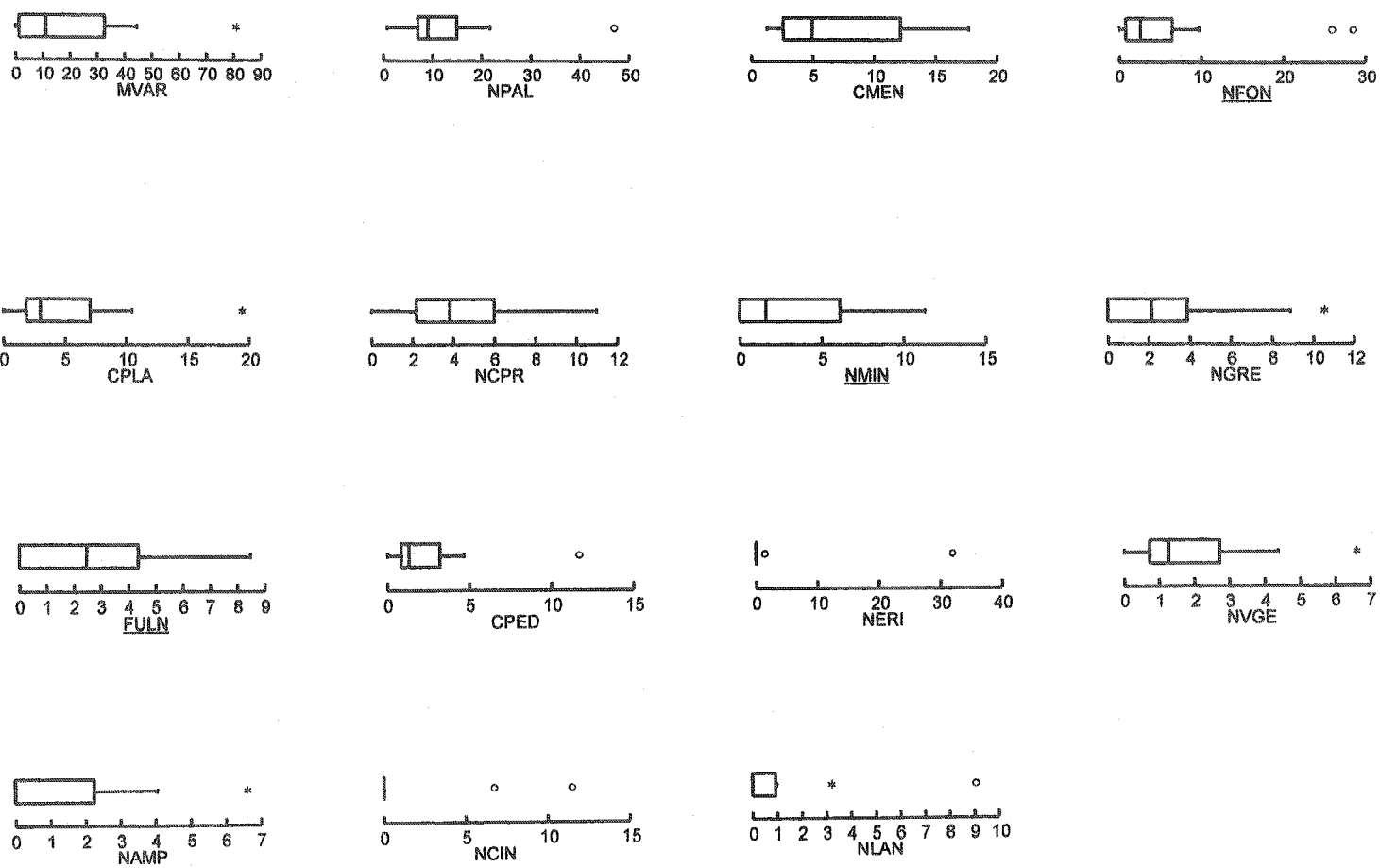
Communauté type 11 du printemps



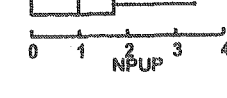
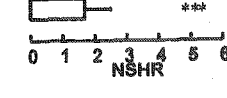
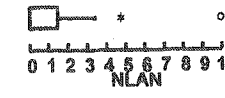
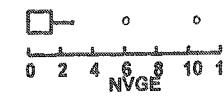
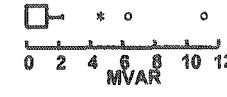
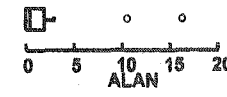
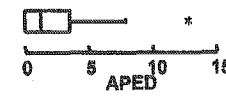
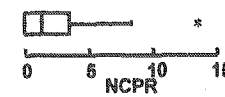
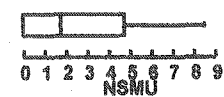
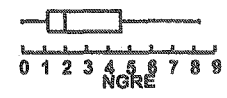
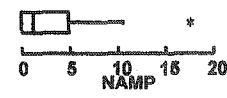
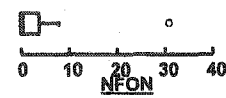
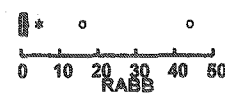
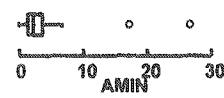
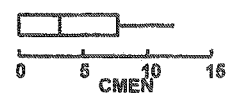
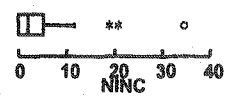
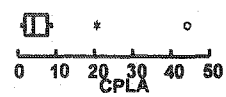
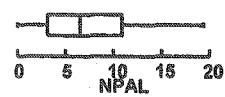
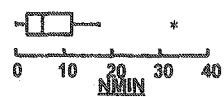
Communauté type 1 de l'automne



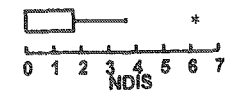
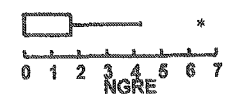
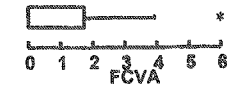
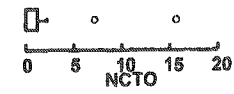
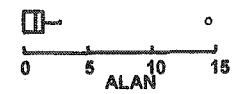
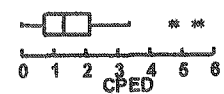
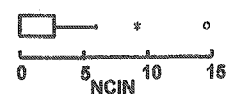
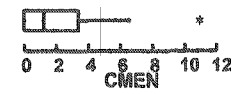
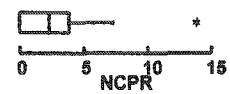
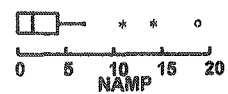
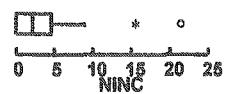
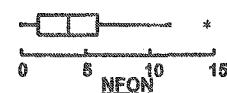
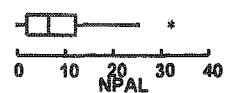
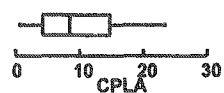
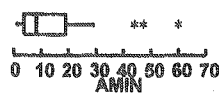
Communauté type 2 de l'automne



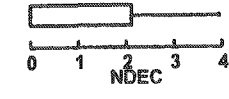
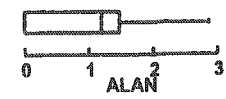
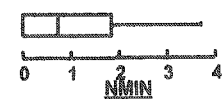
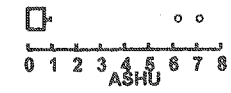
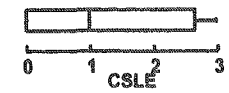
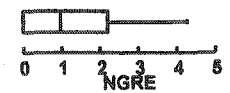
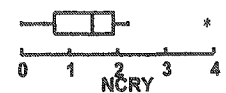
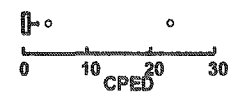
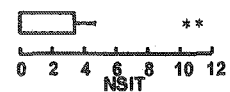
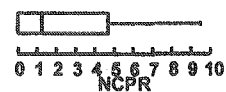
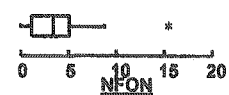
Communauté type 3 de l'automne



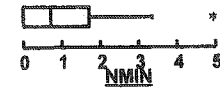
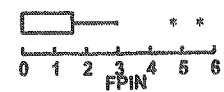
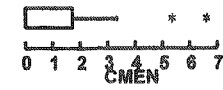
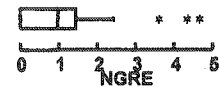
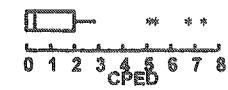
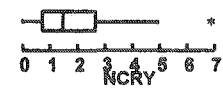
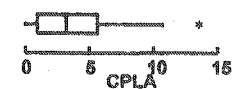
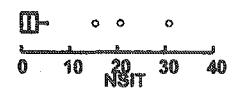
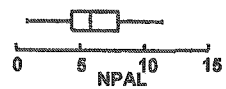
Communauté type 4 de l'automne



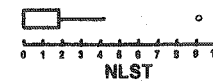
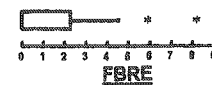
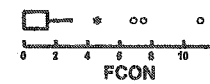
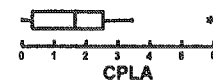
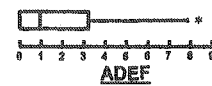
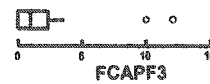
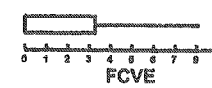
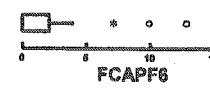
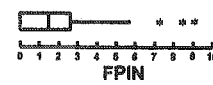
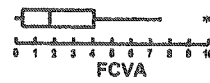
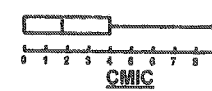
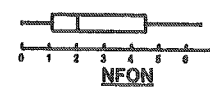
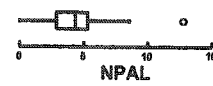
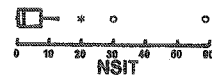
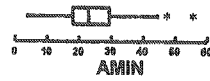
Communauté type 5 de l'automne



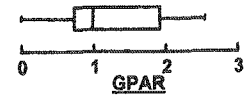
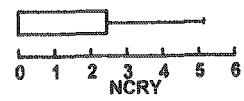
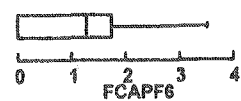
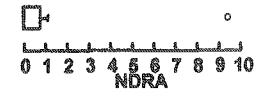
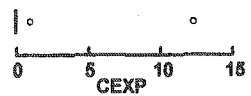
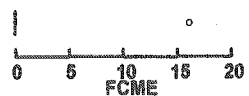
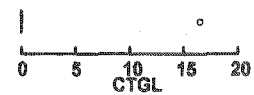
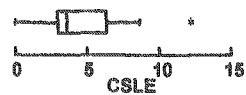
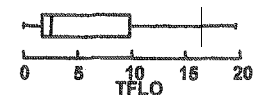
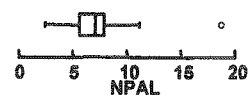
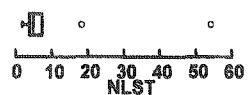
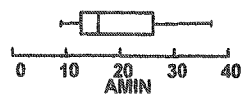
Communauté type 6 de l'automne



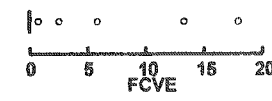
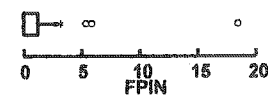
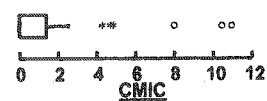
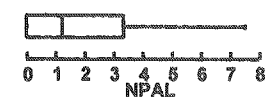
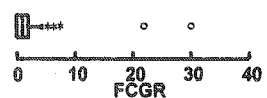
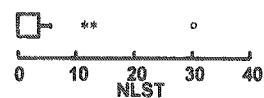
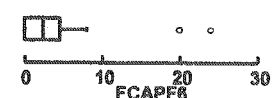
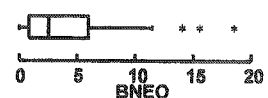
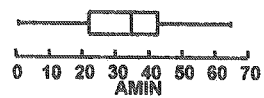
Communauté type 7 de l'automne



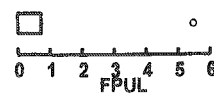
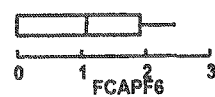
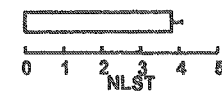
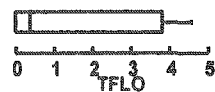
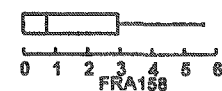
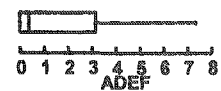
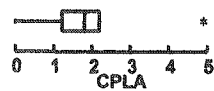
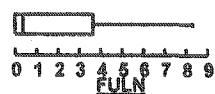
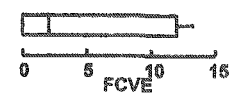
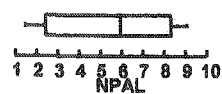
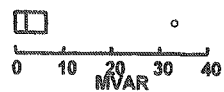
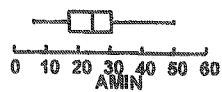
Communauté type 8 de l'automne



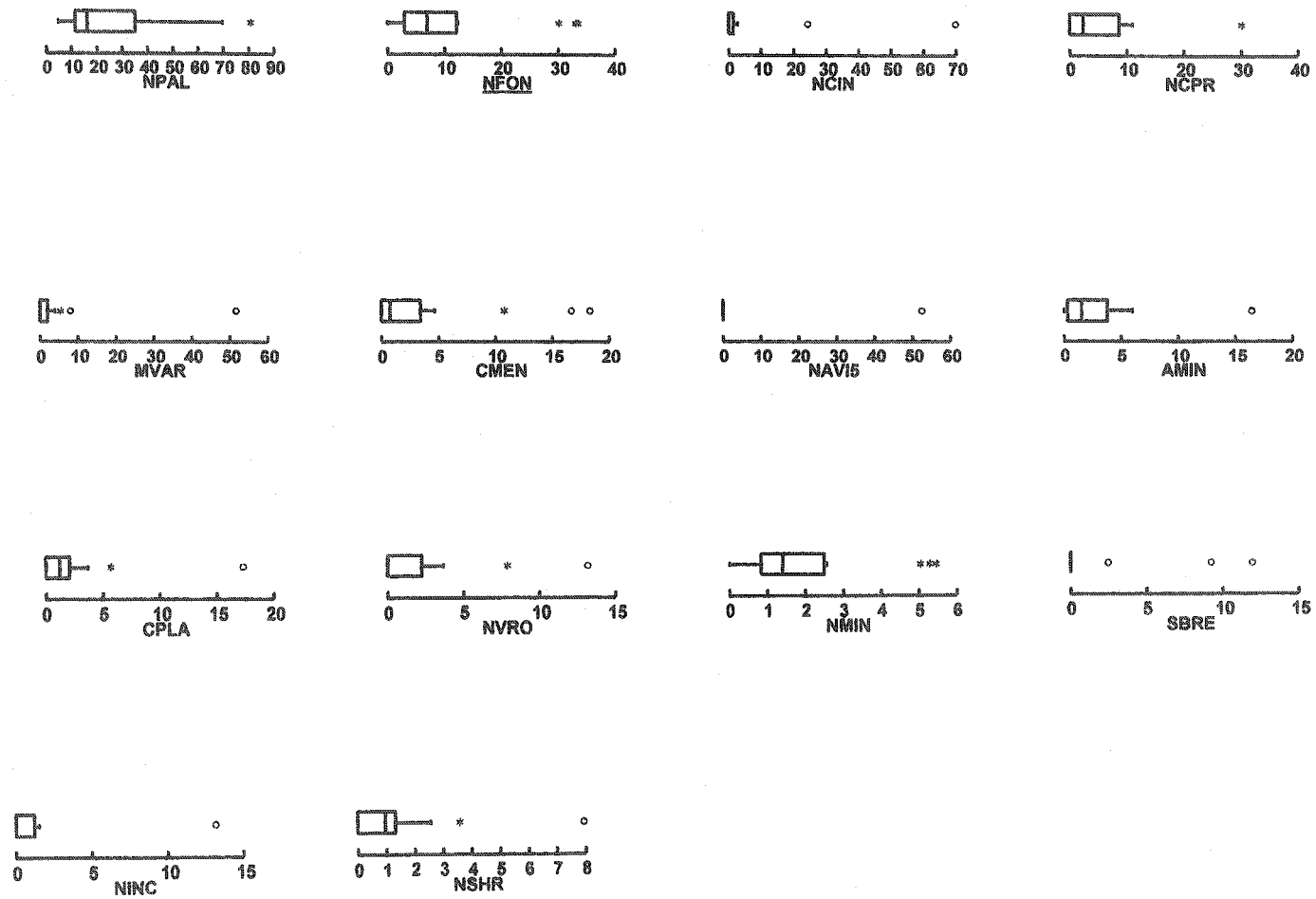
Communauté type 9 de l'automne



Communauté type 10 de l'automne



Communauté type 11 de l'automne



ANNEXE K: Espèces indicatrices

Tableau 1:Premier niveau hiérarchique au printemps

Taxa	communautés	valeur indicatrice (%)	p
AMIN	peu ou pas altérés (4 à 10)	86.3	0.001
NGRE	altérées (1, 2, 3 et 11)	82.7	0.001
NLAN	altérées (1, 2, 3 et 11)	76	0.001
NPAL	altérées (1, 2, 3 et 11)	71.1	0.001
FCAPF6	peu ou pas altérés (4 à 10)	69.1	0.001
SBRE	altérées (1, 2, 3 et 11)	64.6	0.001
TFLO	peu ou pas altérés (4 à 10)	61.6	0.001
DMON	peu ou pas altérés (4 à 10)	55	0.001
NTPT	altérées (1, 2, 3 et 11)	53.5	0.001
FCAPF5	peu ou pas altérés (4 à 10)	48.2	0.001
NCPR	altérées (1, 2, 3 et 11)	46.4	0.001
NFON	altérées (1, 2, 3 et 11)	45.8	0.001
NDIS	altérées (1, 2, 3 et 11)	44	0.001
ADEF	peu ou pas altérés (4 à 10)	39.7	0.001
MVAR	altérées (1, 2, 3 et 11)	38.3	0.001
FCAPF3	peu ou pas altérés (4 à 10)	38.2	0.001
ALAN	altérées (1, 2, 3 et 11)	37.2	0.001
CPLA	altérées (1, 2, 3 et 11)	33.5	0.001
NIPR	peu ou pas altérés (4 à 10)	31.5	0.001
MCIR	altérées (1, 2, 3 et 11)	30.4	0.007
FCGR	peu ou pas altérés (4 à 10)	29.8	0.001
NINC	altérées (1, 2, 3 et 11)	28.5	0.001
NCTO	altérées (1, 2, 3 et 11)	28.4	0.001
ALVS	peu ou pas altérés (4 à 10)	26.1	0.001
NMIN	altérées (1, 2, 3 et 11)	25.9	0.004
FCPE	peu ou pas altérés (4 à 10)	24.1	0.001
FARC	peu ou pas altérés (4 à 10)	21.3	0.001
DVUL	altérées (1, 2, 3 et 11)	20.6	0.001
BNEO	peu ou pas altérés (4 à 10)	17.2	0.001
FNAN	peu ou pas altérés (4 à 10)	16.8	0.001
NSAP	altérées (1, 2, 3 et 11)	16.8	0.001
SOVI	altérées (1, 2, 3 et 11)	16.5	0.001
FBID	peu ou pas altérés (4 à 10)	16	0.005
CPED	altérées (1, 2, 3 et 11)	14.8	0.002
CMEN	altérées (1, 2, 3 et 11)	14.1	0.006
NSOC	altérées (1, 2, 3 et 11)	13.9	0.002
ABIO	peu ou pas altérés (4 à 10)	13.8	0.001
FCON	peu ou pas altérés (4 à 10)	13.4	0.003
ACHN1	peu ou pas altérés (4 à 10)	11.6	0.007
NIPU	altérées (1, 2, 3 et 11)	10.9	0.001
ASAT	peu ou pas altérés (4 à 10)	10.7	0.004
EBIL	peu ou pas altérés (4 à 10)	10.3	0.002
CMIC	peu ou pas altérés (4 à 10)	9.5	0.002
NCOT	altérées (1, 2, 3 et 11)	8.9	0.001
NVRO	altérées (1, 2, 3 et 11)	7.8	0.002
NSBM	altérées (1, 2, 3 et 11)	7.8	0.004

Tableau 2: Niveau hiérarchique 2 au printemps

Taxa	communautés	valeur indicatrice (%)	p
TFLO	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	94	0.001
FCAPF5	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	52.9	0.001
FCVA	oligotrophes et mésotrophes alcalines (4 à 7 et 10)	51.9	0.001
AMIN	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	50	0.001
CSLE	oligotrophes et mésotrophes alcalines (4 à 7 et 10)	48.6	0.001
DMON	oligotrophes et mésotrophes alcalines (4 à 7 et 10)	43.1	0.001
<u>FULN</u>	oligotrophes et mésotrophes alcalines (4 à 7 et 10)	42	0.001
BNEO	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	41.1	0.001
GOOL	oligotrophes et mésotrophes alcalines (4 à 7 et 10)	40.3	0.001
FCAPF6	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	39.2	0.001
<u>ADEF</u>	oligotrophes et mésotrophes alcalines (4 à 7 et 10)	38.2	0.002
ENLB	oligotrophes et mésotrophes alcalines (4 à 7 et 10)	36.1	0.002
<u>GPAN</u>	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	33.2	0.001
ASAT	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	33	0.001
EBIL	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	32.4	0.001
ALVS	oligotrophes et mésotrophes alcalines (4 à 7 et 10)	31	0.001
DTEN	oligotrophes et mésotrophes alcalines (4 à 7 et 10)	27.4	0.009
FCPE	oligotrophes et mésotrophes alcalines (4 à 7 et 10)	25.8	0.001
FARC	oligotrophes et mésotrophes alcalines (4 à 7 et 10)	23.4	0.001
EEXI	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	21.6	0.001
FBID	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	20.2	0.001
FNAN	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	19.4	0.001
ABIO	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	18.5	0.001
FCVAF2	oligotrophes et mésotrophes alcalines (4 à 7 et 10)	16.1	0.009
FCVE	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	15	0.002
PSCA	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	13.5	0.001
ACHL	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	13.5	0.001
<u>NLST</u>	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	13.1	0.001
FRHO	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	12.9	0.001
EPEC	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	10.8	0.001
FBRE	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	8.6	0.01
NTNR	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	8.1	0.005
BBRE	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	8.1	0.005
EINC	oligotrophes et mésotrophes acides (8 et 9)	8.1	0.005

Tableau 3 : Niveau hiérarchique 3 au printemps

Taxa	communautés	valeur indicatrice (%)	p
NTPT	eutrophes/méso-eutrophes (2 et 3)	84.1	0.001
NLAN	eutrophes, saprobes et turbides (1 et 11)	55.1	0.001
NPAL	eutrophes, saprobes et turbides (1 et 11)	54.6	0.001
SBRE	eutrophes, saprobes et turbides (1 et 11)	50.4	0.001
NCTO	eutrophes/méso-eutrophes (2 et 3)	48.8	0.001
NGRE	eutrophes, saprobes et turbides (1 et 11)	48.5	0.001
AMIN	oligotrophes alcalines (6 et 7)	45.5	0.001
CSLE	mésotrophes (4, 5 et 10)	45.2	0.001
ALVS	oligotrophes alcalines (6 et 7)	43.4	0.001
NDIS	eutrophes/méso-eutrophes (2 et 3)	41.9	0.001
NFON	eutrophes/méso-eutrophes (2 et 3)	38.4	0.001
CPLA	eutrophes/méso-eutrophes (2 et 3)	38.2	0.001
DVUL	eutrophes/méso-eutrophes (2 et 3)	38.2	0.001
NCTE	eutrophes/méso-eutrophes (2 et 3)	34.4	0.001
FCVA	mésotrophes (4, 5 et 10)	32.3	0.001
FCAPF6	oligotrophes alcalines (6 et 7)	31.4	0.001
NCPR	eutrophes/méso-eutrophes (2 et 3)	29.9	0.001
DMON	oligotrophes alcalines (6 et 7)	29.8	0.006
NSOC	eutrophes/méso-eutrophes (2 et 3)	28.6	0.001
ALAN	eutrophes, saprobes et turbides (1 et 11)	27.8	0.002
ADEF	oligotrophes alcalines (6 et 7)	27.4	0.001
FULN	oligotrophes alcalines (6 et 7)	27.2	0.01
CPED	eutrophes/méso-eutrophes (2 et 3)	26	0.001
GOOL	oligotrophes alcalines (6 et 7)	24.2	0.009
NINC	eutrophes, saprobes et turbides (1 et 11)	23.8	0.001
NRCH	eutrophes/méso-eutrophes (2 et 3)	22	0.001
FCPE	mésotrophes (4, 5 et 10)	21	0.001
ACHN1	oligotrophes alcalines (6 et 7)	20.6	0.001
CSUT	oligotrophes alcalines (6 et 7)	19.7	0.001
SOVI	eutrophes, saprobes et turbides (1 et 11)	19.3	0.001
FCVAF2	mésotrophes (4, 5 et 10)	18.6	0.005
CMIN	mésotrophes (4, 5 et 10)	17.9	0.009
NSAP	eutrophes, saprobes et turbides (1 et 11)	17.8	0.002
FCME	eutrophes/méso-eutrophes (2 et 3)	17.3	0.004
GANG	oligotrophes alcalines (6 et 7)	13.7	0.009
NIPU	eutrophes, saprobes et turbides (1 et 11)	13.6	0.001
NCOT	eutrophes, saprobes et turbides (1 et 11)	12.5	0.001
NPHY	eutrophes/méso-eutrophes (2 et 3)	11.9	0.006
CMIC	oligotrophes alcalines (6 et 7)	11.8	0.005
NMEN	eutrophes/méso-eutrophes (2 et 3)	11.8	0.005
CAFF	eutrophes/méso-eutrophes (2 et 3)	11.5	0.001
NVRO	eutrophes, saprobes et turbides (1 et 11)	10.9	0.005
CPRO	eutrophes/méso-eutrophes (2 et 3)	10.4	0.005

Tableau 4: Niveaux hiérarchiques 4 et 5 au printemps

Taxa	communautés	valeur indicatrice	p
TFLO	référence acides (9)	69.9	0.001
NTPT	eutrophes/ méso-eutrophes (2)	66.6	0.001
CMIC	référence alcalines (7)	62.4	0.001
NCTO	eutrophes/ méso-eutrophes (2)	58.4	0.001
MCCO	oligotrophes acides (8)	55.6	0.001
FARC	mésotrophes (4)	50.5	0.003
FCON	référence alcalines (7)	49.8	0.001
CDEL	référence alcalines (7)	49.1	0.001
ABIO	oligotrophes acides (8)	48.7	0.001
FCME	eutrophes/ méso-eutrophes (3)	44.7	0.001
ADEF	eutrophes, saprobes et turbides (1)	41.6	0.003
NPUP	oligotrophes acides (8)	41.3	0.001
DVUL	eutrophes/ méso-eutrophes (3)	40.7	0.001
NLAN	eutrophes, saprobes et turbides (1)	40.2	0.001
FVUL	oligotrophes acides (8)	40	0.001
BNEO	référence acides (9)	38.9	0.001
NCTE	eutrophes/ méso-eutrophes (2)	36.6	0.001
NPAL	eutrophes, saprobes et turbides (11)	34.3	0.005
NCHU	eutrophes, saprobes et turbides (1)	33.3	0.003
EEXI	oligotrophes acides (8)	33	0.002
ALVS	référence alcalines (7)	31.7	0.001
NRCH	eutrophes/ méso-eutrophes (3)	31	0.008
CPLA	eutrophes/ méso-eutrophes (3)	28.8	0.005
SANG	eutrophes, saprobes et turbides (1)	27	0.003
NRHY	oligotrophes acides (8)	26.5	0.006
NGRE	eutrophes, saprobes et turbides (1)	25.8	0.007
EBIL	référence acides (9)	25.6	0.007
NCRY	oligotrophes acides (8)	25.3	0.009
NSIT	référence alcalines (7)	24.5	0.008
NDEC	eutrophes, saprobes et turbides (1)	24.3	0.009
AMIN	oligotrophes alcalines (6)	23.4	0.006

Tableau 5 : Premier niveau hiérarchique à l'automne

Taxa	communautés	valeur indicatrice (%)	p
AMIN	peu ou pas altérées (5 à 10)	82.1	0.001
CPLA	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	72	0.001
NMIN	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	70.6	0.001
NPAL	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	69.3	0.001
CMEN	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	59	0.001
NGRE	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	55.8	0.001
NFON	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	55.6	0.001
NINC	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	52.5	0.001
TFLO	peu ou pas altérées (5 à 10)	51.1	0.001
NCPR	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	50.6	0.001
NVGE	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	46.6	0.001
NSHR	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	43.4	0.001
ADEF	peu ou pas altérées (5 à 10)	42.5	0.001
FCAPF6	peu ou pas altérées (5 à 10)	42.5	0.001
FCAFP3	peu ou pas altérées (5 à 10)	41.5	0.001
BNEO	peu ou pas altérées (5 à 10)	40.7	0.001
NLAN	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	39	0.001
FCVA	peu ou pas altérées (5 à 10)	36.9	0.007
NLST	peu ou pas altérées (5 à 10)	35.8	0.001
NSIT	peu ou pas altérées (5 à 10)	35.6	0.001
RABB	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	35.4	0.001
NAMP	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	35.1	0.001
NCRY	peu ou pas altérées (5 à 10)	34.4	0.001
FCGR	peu ou pas altérées (5 à 10)	33.9	0.001
FCAPF5	peu ou pas altérées (5 à 10)	32.9	0.001
NVRO	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	31.7	0.001
CMIC	peu ou pas altérées (5 à 10)	30.9	0.001
MVAR	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	29.8	0.006
CPED	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	29.2	0.003
NSBM	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	27.8	0.001
APED	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	26.1	0.001
NRCS	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	25.4	0.001
NSEM	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	24.3	0.001
NSMU	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	24	0.001
SBRE	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	23.5	0.001
NCIN	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	23.2	0.001
NCAP	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	22	0.001
NPUP	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	21.6	0.01
FCVE	peu ou pas altérées (5 à 10)	21.1	0.001
FNAN	peu ou pas altérées (5 à 10)	18.6	0.001
NTPT	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	18.2	0.001
FCME	peu ou pas altérées (5 à 10)	17	0.005
NERI	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	16.7	0.001
NMEN	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	16.7	0.002
NSAP	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	16	0.001
NTNR	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	15.2	0.001

Taxa	communautés	valeur indicatrice (%)	p
NSBR	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	14.6	0.001
NCOT	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	13.5	0.001
FBRE	peu ou pas altérées (5 à 10)	12.9	0.004
SANG	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	12.6	0.003
NLIT	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	12.5	0.001
NVEN	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	12.4	0.001
CDEL	peu ou pas altérées (5 à 10)	11.6	0.001
ACHN1	peu ou pas altérées (5 à 10)	11.4	0.003
NDES	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	11.2	0.002
NDIF	peu ou pas altérées (5 à 10)	9.9	0.008
NINT	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	8.3	0.002
NAGR	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	8.3	0.004
FRHO	peu ou pas altérées (5 à 10)	8.3	0.005
GCLE	peu ou pas altérées (5 à 10)	8.1	0.009
NLEV	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	7.3	0.002
GSCA	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	7.3	0.006
NTEL	altérées (1, 2, 3, 4 et 11)	6.2	0.008

Tableau 6: Deuxième niveau hiérarchique à l'automne

Taxa	communautés	valeur indicatrice (%)	p
TFLO	oligotrophes et mésotrophes acides (8 à 10)	81.9	0.001
NMIN	eutrophes/méso-saprobies (2 et 3)	63.7	0.001
NSIT	oligotrophes et mésotrophes alcalines (2 et 3)	60.1	0.001
BNEO	oligotrophes et mésotrophes acides (8 à 10)	55.7	0.001
FCAPF6	oligotrophes et mésotrophes acides (8 à 10)	51.3	0.001
CPLA	eutrophes/méso-saprobies (2 et 3)	51	0.001
FCAPF5	oligotrophes et mésotrophes acides (8 à 10)	49.9	0.001
NPAL	eutrophes, saprobies et turbides (1, 2 et 11)	47.7	0.001
NVGE	eutrophes, saprobies et turbides (1, 2 et 11)	47.3	0.001
NINC	eutrophes/méso-saprobies (2 et 3)	46.1	0.001
FCGR	oligotrophes et mésotrophes acides (8 à 10)	45.9	0.001
NLST	oligotrophes et mésotrophes acides (8 à 10)	45.1	0.001
NSHR	eutrophes, saprobies et turbides (1, 2 et 11)	44.1	0.001
AMIN	oligotrophes et mésotrophes acides (8 à 10)	42.4	0.001
NFON	eutrophes, saprobies et turbides (1, 2 et 11)	39.7	0.001
APED	eutrophes/méso-saprobies (2 et 3)	37	0.001
CMEN	eutrophes, saprobies et turbides (1, 2 et 11)	35.3	0.001
NCPR	eutrophes, saprobies et turbides (1, 2 et 11)	35.2	0.001
RABB	eutrophes/méso-saprobies (2 et 3)	34.6	0.001
NAMP	eutrophes/méso-saprobies (2 et 3)	34.2	0.001
NCRY	oligotrophes et mésotrophes alcalines (2 et 3)	33.2	0.001
NSMU	eutrophes/méso-saprobies (2 et 3)	33.2	0.001
MVAR	eutrophes, saprobies et turbides (1, 2 et 11)	32.9	0.002
NGRE	eutrophes, saprobies et turbides (1, 2 et 11)	32.5	0.002
ALAN	eutrophes/méso-saprobies (2 et 3)	32.3	0.001
FCVA	oligotrophes et mésotrophes alcalines (2 et 3)	31.6	0.001
NLAN	eutrophes, saprobies et turbides (1, 2 et 11)	30.4	0.001
NVRO	eutrophes, saprobies et turbides (1, 2 et 11)	26.3	0.001
GPAP	oligotrophes et mésotrophes acides (8 à 10)	26.1	0.001
ADEF	oligotrophes et mésotrophes alcalines (2 et 3)	25	0.005
FCAPF3	oligotrophes et mésotrophes acides (8 à 10)	23.3	0.002
NRCS	eutrophes, saprobies et turbides (1, 2 et 11)	23	0.001
CPED	eutrophes/méso-saprobies (2 et 3)	22.9	0.004
NPUP	eutrophes/méso-saprobies (2 et 3)	22.6	0.001
FPIN	oligotrophes et mésotrophes alcalines (2 et 3)	21.4	0.008
FCME	oligotrophes et mésotrophes alcalines (2 et 3)	20.7	0.002
NSBR	eutrophes/méso-saprobies (2 et 3)	20.6	0.001
NDIS	oligotrophes et mésotrophes alcalines (2 et 3)	20.3	0.003
SBRE	eutrophes, saprobies et turbides (1, 2 et 11)	20.1	0.001
NSEM	eutrophes/méso-saprobies (2 et 3)	19.5	0.001
NMEN	eutrophes/méso-saprobies (2 et 3)	19.1	0.001
NSBM	eutrophes/méso-saprobies (2 et 3)	18	0.002
NERI	eutrophes, saprobies et turbides (1, 2 et 11)	17.7	0.001
NCIN	eutrophes, saprobies et turbides (1, 2 et 11)	17.5	0.003
NIGR	oligotrophes et mésotrophes alcalines (2 et 3)	16.9	0.002
CSIN	oligotrophes et mésotrophes alcalines (2 et 3)	16	0.004
CMIC	oligotrophes et mésotrophes alcalines (2 et 3)	15.8	0.004

Taxa	communautés	valeur indicatrice (%)	p
CBAC	eutrophes/méso-saprobies (2 et 3)	14.8	0.003
CDEL	oligotrophes et mésotrophes acides (8 à 10)	14.7	0.001
FRHO	oligotrophes et mésotrophes acides (8 à 10)	14.7	0.001
ASAT	oligotrophes et mésotrophes acides (8 à 10)	14.2	0.002
NDIF	oligotrophes et mésotrophes acides (8 à 10)	13.6	0.001
NACI	oligotrophes et mésotrophes alcalines (2 et 3)	13.6	0.003
FBID	oligotrophes et mésotrophes acides (8 à 10)	13.6	0.004
NCOT	eutrophes, saprobies et turbides (1, 2 et 11)	13.2	0.002
FBRE	oligotrophes et mésotrophes alcalines (2 et 3)	12.5	0.01
CTUM	eutrophes, saprobies et turbides (1, 2 et 11)	12.1	0.002
ACHN1	oligotrophes et mésotrophes alcalines (2 et 3)	10.5	0.008
MCIR	eutrophes/méso-saprobies (2 et 3)	10.4	0.01
NLIT	eutrophes/méso-saprobies (2 et 3)	10.3	0.006
CCAE	oligotrophes et mésotrophes alcalines (2 et 3)	10.2	0.003
GSCA	eutrophes, saprobies et turbides (1, 2 et 11)	9.9	0.005
NAVI9	eutrophes/méso-saprobies (2 et 3)	9.2	0.004
CGRA	oligotrophes et mésotrophes acides (8 à 10)	8.9	0.002
EBIL	oligotrophes et mésotrophes acides (8 à 10)	8.8	0.01
EEXI	oligotrophes et mésotrophes acides (8 à 10)	8	0.004
ESUB	oligotrophes et mésotrophes acides (8 à 10)	8	0.008
EPEC	oligotrophes et mésotrophes acides (8 à 10)	8	0.009

Tableau 7: Niveau hiérarchique 3 et 4 à l'automne

Taxa	communautés	valeur indicatrice (%)	p
NLST	oligotrophes-acides (8)	62.2	0.001
TFLO	référence acides (9)	60	0.001
BNEO	référence acides (9)	54.3	0.001
NSHR	eutrophes, saprobes et turbides (1)	48	0.001
CMIC	référence alcalines (7)	40.1	0.001
NDRA	oligotrophes-acides (8)	38.9	0.002
MVAR	eutrophes, saprobes et turbides (2)	38.4	0.001
RABB	eutrophes/méso-eutrophes (3)	36.1	0.003
NSIT	référence alcalines (7)	35.6	0.001
NRCS	eutrophes, saprobes et turbides (1)	34.9	0.001
NVGE	eutrophes, saprobes et turbides (1)	34.6	0.001
CSLE	oligotrophes-acides (8)	34.2	0.001
NNAN	oligotrophes-acides (8)	33.3	0.001
CMEN	eutrophes, saprobes et turbides (2)	31.5	0.001
GPAR	eutrophes, saprobes et turbides (1)	31.3	0.001
NAVI6	eutrophes, saprobes et turbides (1)	30.4	0.002
NLAN	eutrophes, saprobes et turbides (1)	29.4	0.005
APED	eutrophes/méso-eutrophes (3)	29.3	0.001
FCAPF6	référence acides (9)	29.3	0.003
FCGR	référence acides (9)	28.8	0.006
FCAPF5	référence acides (9)	27.5	0.004
EEXI	eutrophes, saprobes et turbides (1)	26.7	0.005
NSMU	eutrophes/méso-eutrophes (3)	26.2	0.003
NDIF	oligotrophes-acides (8)	26.1	0.004
NIFR	eutrophes/méso-eutrophes (3)	25.9	0.002
NPAL	eutrophes, saprobes et turbides (11)	25.6	0.002
NGRE	eutrophes, saprobes et turbides (1)	24.6	0.001
FPUL	eutrophes, saprobes et turbides (1)	24.6	0.004
FCON	oligotrophes-acides (8)	24	0.003
FNAN	eutrophes, saprobes et turbides (1)	23.3	0.009
CPLA	eutrophes/méso-eutrophes (4)	23.1	0.006
NINC	eutrophes/méso-eutrophes (3)	23	0.006
FCVE	eutrophes, saprobes et turbides (1)	22.5	0.005
FBRE	référence alcalines (7)	18.2	0.007
NICN	oligotrophes-acides (8)	17.7	0.007
ACLE	mésotrophes (5)	17.7	0.009
AMIN	référence acides (9)	17.5	0.007

ANNEXE L

Écologie de 77 taxa de diatomées

Taxa	Écologie des taxa	Écologie des taxa selon la littérature
ABIO Achnanthes bioretti	Taxon peu abondant et présent en conditions mésotrophes et oligotrophes. Il est davantage indicateur de conditions oligotrophes acides au printemps.	
ADEF (inclu ACDF et ARIV) Achnanthes deflexa var. alpestris	Taxon présent en conditions mésotrophes et oligotrophes. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions mésotrophes et oligotrophes alcalines.	Tolère un fort optimum de N (État de Washington; Leland, 1994)
ALAN Achnanthes lanceolata	Taxon peu abondant et présent dans plusieurs milieux, mais moins oligotrophes acides. Il est indicateur de conditions altérées, mais davantage abondant en milieux eutrophes, turbides et saprobes du printemps et en milieux méso-eutrophes à l'automne.	Taxon de milieu à forte pollution (Fleuve Saint-Laurent; Reavie et Smol, 1998); à pH élevé (Ontario; Winter et al., 2003); eutrophe (Hill et Knight, 1988 cités par Carpenter et Waite, 2000)
ALVS Achnanthes laevis	Taxon peu abondant et présent en milieux mésotrophes et oligotrophes. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions oligotrophes alcalines.	
AMIN Achnanthes minitissima	Taxon abondant et présent dans tous les milieux. Il est davantage indicateur de conditions mésotrophes et oligotrophes et particulièrement abondant en milieux oligotrophes.	Taxon de milieu oligotrophe où la densité de brouleurs est faible (Laurentides au Québec; Wunsam, 2002); à concentration faible en P (Angleterre; Kelly et Whitton, 1995b); à faible optimum de N et de conductivité (État Washington; Leland, 1994); résistant aux perturbations physiques (courant)(Nouvelle-Zélande; Paterson et Stevenson, 1990); dominant en été (Ontario; Rott, 1998).
APED Amphora pediculus	Taxon peu abondant et présent en milieux altérés. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions méso-eutrophes à l'automne.	Taxon de milieu à forte concentration en P (Québec; Wunsam, 2002); milieu eutrophe mais intolérant à la matière organique (Angleterre; Kelly, 1998)
ASAT Achnanthes subatomoides	Taxon peu abondant et présent en milieux mésotrophes et oligotrophes. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions oligotrophes acides.	Taxon de milieu à eau colorée (Ontario; Wunsam, 2002)
BNEO Brachysira neoexilis	Taxon peu abondant, mais plus à l'automne et présent en milieux mésotrophes et oligotrophes acides. Il est davantage indicateur de conditions oligotrophes-acides.	Taxon de milieu à faible pH (lacs de l'Ontario; Reavie et Smol, 2001)

* Les taxa dans les cellules grisées ont une écologie différente de celle décrite dans la littérature

CDEL Cymbella delicatula	Taxon peu abondant et présent en conditions oligotrophes. Il est davantage indicateur de conditions oligotrophes alcalines au printemps et oligotrophes-acides à l'automne, donc des conditions oligotrophes en général.	
CMEN Cyclotella meneghiana	Taxon plus abondant à l'automne et présent dans en conditions mésotrophes à eutrophes. Il est davantage indicateur de conditions altérées et plus abondant en milieux eutrophes, saprobes et turbides à l'automne.	Taxon de milieu à température élevée, à forte concentration en P, à turbidité élevée (Ontario; Rott, 1998); N-hétérotrophe, supporte une forte turbidité (É-U; Leland et al., 2001); de milieu eutrophe et à faible courant (Angleterre; Kelly, 1998); vit dans des eaux calmes et est saprophile susceptible de nutrition hétérotrophe (Europe; Prygiel et Coste, 1993)
CMIC (inclu ACDF et ARIV)	Taxon plus abondant en automne et présent en milieux mésotrophes et oligotrophes. Il est davantage indicateur, et plus abondant, en conditions oligotrophes alcalines.	Taxon de milieu oligosalin (lac d'Espagne; Reed, 1998)
CPED Cocconeis pediculus	Taxon plus abondant à l'automne et présent en milieux mésotrophes à eutrophes. Il est davantage indicateur de conditions altérées, mais plus abondants en conditions mésotrophes et méso-eutrophes.	Taxon de milieu à température de l'eau élevée, à forte concentration en P et à turbidité élevée (Ontario; Rott, 1998)
CPLA Cocconeis placentula	Taxon plus abondant à l'automne et présent dans tous les milieux, sauf oligotrophes acides. Il est davantage indicateur des milieux altérés et plus abondant en milieux méso-eutrophes les deux saisons.	Taxon de milieu à pH élevé (Ontario; Winter, 2003); à température élevée, à forte concentration en P, à turbidité élevée (Ontario; Rott, 1998); résistant aux perturbations physiques (courant) (Nouvelle-Zélande; Biggs et Thomsen, 1995); vit dans milieu oligotrophe à méso-eutrophe (Krstic et Stojanovski, 1999).
CSLE Cymbella silesiaca	Taxon plus abondant au printemps et présent surtout en milieux mésotrophes à eutrophes en cette même saison, mais présent dans plusieurs types de milieux à l'automne. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions mésotrophes au printemps et davantage indicateur, et abondant, en conditions mésotrophes et oligotrophes acides à l'automne.	Taxon de milieu circumneutral (Québec; Wunsam et al., 2002); à faible pollution (Fleuve Saint-Laurent; Reavie et Smol, 1998)
CTGL Cymbella turgidula	Taxon absent au printemps, peu abondant à l'automne et présent en milieux oligotrophes acides.	

DMON Diatoma moniliformis	Taxon particulièrement abondant au printemps et présent dans tous les milieux alcalins. Il est davantage indicateur de conditions mésotrophes et oligotrophes, mais plus abondant dans les milieux oligotrophes alcalins.	Taxon halophile (É-U; Potapova et Charles, 2003)
DTEN Diatoma tenuis	Taxon plus abondant au printemps et présent en milieux mésotrophes et oligotrophes alcalins. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions mésotrophes et oligotrophes alcalines.	Taxon présent en milieu calcaire (Espagne; Sabater et Sabater, 1988 cité par Round, 1991); à faible concentration en orthophosphates (Ontario; Rott, 1998)
DVUL Diatoma vulgaris	Taxon plus abondant au printemps et présent dans tous les milieux alcalins. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions méso-eutrophes au printemps.	Taxon généraliste retrouvé dans de fortes vitesses de courant et en milieu enrichi en nutriments et en pollution organique ([Palmer, 1969; Kelly et al., 1995; Butcher, 1947; Fjerdinstad, 1964] cités par Vis et al., 1998); vit en milieu mésosaprobe-saprobe (Macédonie; Krstic et Stojanovski, 1999)
EBIL Eunotia bilunaris	Taxon peu abondant et présent en milieux mésotrophes et oligotrophes. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions oligotrophes-acides.	Taxon de milieu de pH entre 3 et 8 (Pays-Bas; Van Dam et al., 1994); pH acide (Winter et al., 2003)
EEXI Eunotia exigua	Taxon peu abondant, mais indicateur, et plus abondant, en conditions mésotrophes et oligotrophes acides.	Taxon de milieu acidobionte (Lacs du Québec; Dixit et al., 1988); d'eau très acides (Europe; Gosselain et al., 2003); acidophile et présent dans les eaux de drainage minières (É-U; Potapova et Charles, 2003)
ENLB Encyonema morphotype 1	Taxon plus abondant au printemps et présent dans tous les milieux alcalins. Il est davantage indicateur des conditions mésotrophes et oligotrophes davantage alcalines du printemps.	
FARC Fragilaria arcus	Taxon plus abondant au printemps et présent en milieux mésotrophes et oligotrophes. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions mésotrophes printanière. Écologie difficile à établir à l'automne.	Taxon de milieu à forte vitesse de courant (Nunavut; Antoniadis et Douglas, 2002)
FCAPF3 Fragilaria capucina f.3	Taxon peu abondant, mais plus à l'automne et présent en milieux méso-eutrophes et oligotrophes. Il est davantage indicateur des conditions mésotrophes et oligotrophes, mais plus abondant en conditions oligotrophes acides de l'automne.	

FCGR <i>Fragilaria gracilis</i>	Taxon peu abondant et présent en conditions mésotrophes et oligotrophes. Il est davantage indicateur de conditions mésotrophes et oligotrophes du printemps et de conditions oligotrophes acides de l'automne. Il est toutefois, plus abondant dans les conditions oligotrophes acides pour les deux saisons.	
FCME <i>Fragilaria capucina</i> var. <i>mesolepta</i>	Taxon plus abondant au printemps et présent en conditions méso-eutrophes, mésotrophes et oligotrophes alcalines. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions méso-eutrophes printanière et mésotrophes et oligotrophes alcalines de l'automne.	Taxon de milieu à forte concentration en Ptot et à pH élevé (Lacs de l'Ontario; Reavie et Smol, 2001)
FCON <i>Fragilaria construens</i>	Taxon plus abondant au printemps et présent en milieux méso-eutrophes à oligotrophes. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions oligotrophes alcalines du printemps et oligotrophes-acides de l'automne, donc des conditions oligotrophes en général.	Taxon de milieu eutrophe (Lac de l'Ontario; Reavie et Smol, 2001)
FCPE <i>Fragilaria capucina</i> var. <i>perminuta</i>	Taxon plus abondant au printemps et présent en conditions méso-eutrophes, mésotrophes et oligotrophes alcalins. Il est davantage indicateur des conditions mésotrophes printanière.	
FCVA <i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheria</i>	Taxon présent et abondant dans tous les milieux particulièrement au printemps. Il est indicateur, et abondant, en conditions mésotrophes et oligotrophes alcalines.	Taxon tolérant à pollution modéré (Ontario; Rott, 1998); faible optimum de N (État de Washington; Leland, 1994)
FCVE <i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i>	Taxon plus abondant à l'automne et présent en milieu mésotrophe et oligotrophe. Il est davantage indicateur, et abondant, en milieux mésotrophes et oligotrophes acides.	Taxon de milieu de forte pollution (Fleuve Saint-Laurent, Reavie et Smol, 1998)
FNAN <i>Fragilaria nanana</i>	Taxon présent en conditions mésotrophes et oligotrophes. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions mésotrophes et oligotrophes acides.	
FPIN (inclus FELL) <i>Fragilaria pinnata</i>	Taxon plus abondant à l'automne et présent en conditions oligotrophes à méso-eutrophes. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions mésotrophes et oligotrophes alcalines.	
FPUL <i>Fragilaria puchella</i>	Taxon peu abondant et présent en milieux mésotrophes à oligotrophes. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions mésotrophes acides.	Taxon de milieu à pH neutre à élevé (Ontario; Winter et al., 2003)

FCAPF6 Fragilaria capucina f.6	Taxon plus abondant au printemps et présent en milieux mésotrophes et oligotrophes. Il est indicateur des milieux mésotrophes et oligotrophes et plus abondant dans les milieux oligotrophes au printemps et oligotrophes acides de l'automne.	
FCAPF5 Fragilaria capucina f.5	Taxon présent en milieux mésotrophes et oligotrophes. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions oligotrophes alcalines du printemps et oligotrophes acides à l'automne, donc de conditions oligotrophes.	
FULN (à être recompté) Fravilaria ulna	Taxon plus abondant au printemps et présent dans l'ensemble des milieux, mais moins en milieux oligotrophes acides. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions oligotrophes alcalines printanières.	Taxon de milieu de faible conductivité (Ontario; Root, 1998); à pH neutre à élevé (Ontario; Winter et al., 2003); à faible optimum de N et de conductivité (État de Washington; Leland, 1994); vit dans des milieux eutrophes (Oregon; Carpenter et Waite, 2000)
FVUL Frustulia vulgaris	Taxon peu abondant mais indicateur de conditions oligotrophes acides.	
GOOL Gomphonema olivaceum var. olivaceoides	Taxon plus abondant au printemps et présent dans tous les milieux alcalins. Il est davantage indicateur de conditions mésotrophes et oligotrophes alcalines au printemps, mais plus abondant en milieux oligotrophes alcalins.	
GPAP (inclus GCBC, GOPG, GOMP1, GOMP6 et GINN) Gomphonema parvulum	Taxon davantage présent en milieux mésotrophes et oligotrophes. Il est indicateur de conditions mésotrophes et oligotrophes acides, mais plus abondant en conditions mésotrophes acides les deux saisons et très turbides au printemps.	Taxon vivant dans des milieux à forte pollution (Fleuve Saint-Laurent; Reavie et Smol, 1998); à forte concentration en orthophosphates (Ontario; Rott, 1998); tolérant à la pollution organique (É-U; Kelly, 1998); saprobe (Macédoine; Krstic et Stojanovski, 1999); faiblement attaché au substrat, donc susceptible aux variations de vitesse de courant (Nouvelle-Zélande; Biggs et Thomsen, 1995)
MCCO Meridion circulare var. constrictum	Taxon peu abondant, mais davantage indicateur et présent en milieux oligotrophes acides.	Taxon de milieu oligotrophe et d'eau froide (Oregon; Carpenter et Waite, 2000)
MCIR Meridion circulare	Taxon plus abondant au printemps et présent en conditions mésotrophes à eutrophes. Il est particulièrement abondant en conditions eutrophes, saprobes et turbides au printemps et indicateur de conditions mésotrophes acides à l'automne.	Taxon à grande amplitude écologique (Europe; Gosselain et al., 1993), tolère les fortes vitesses de courant (Ludlam et al., 1996 cités par Antoniadès et Douglas) et préfère une faible conductivité (Ontario; Rott, 1998)

MVAR <i>Melosira varians</i>	Taxon plus abondant à l'automne et présent en milieux altérés. Il est davantage indicateur de conditions eutrophes, saprobes et turbides de l'automne.	Taxon de milieu acidophile (Québec; Dixit et al., 1988); N-hétérotrophe qui supporte une forte turbidité (É-U; Leland et al., 2001); faiblement attaché au substrat, donc susceptible aux variations de vitesses de courant (Nouvelle-Zélande; Biggs et Thomsen, 1995)
NAMP <i>Navicula amphibia</i>	Taxon peu abondant, mais plus en automne et présent en milieux altérés. Il est davantage indicateur des milieux altérés, mais plus abondant en milieux méso-eutrophes à l'automne.	Taxon qui tolère une forte pollution (Fleuve Saint-Laurent; Reavie et Smol, 1998); hétérotrophe à l'N (Cholnoky 1968; Shoeman 1973; Lowe, 1974 cités par Leland, 1994); méso-saprobe-saprobe (Macédoine, Krstic et Stojanovski, 1999)
NAVI5 <i>Navicula</i> sp.5	Taxon absent au printemps et présent en conditions eutrophes, saprobes et turbides à l'automne.	
NAVI6 <i>Navicula</i> sp.6	Taxon peu abondant, présent et indicateur des milieux mésotrophes acides.	
NCHU <i>Navicula capitata</i> <i>Ehrenberg</i> var. <i>hungarica</i>	Taxon peu abondant et présent en milieux mésotrophes et oligotrophes acides. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions mésotrophes acides et turbides du printemps.	
NCIN <i>Navicula</i> cf. <i>cincta</i>	Taxon plus abondant à l'automne et présent en milieux altérés. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions eutrophes, saprobes et turbides à l'automne.	Taxon de milieu euryhalin et indicateur d'enrichissement en nutriments (É-U; Leland et al., 2001)
NCPR <i>Navicula capitatoradiata</i>	Taxon plus abondant en automne et présent dans tous les milieux, sauf oligotrophes acides. Il est davantage indicateur de conditions altérées, mais plus abondant dans les milieux méso-eutrophes du printemps et eutrophes à l'automne.	Taxon de milieu méso-saprobe (Macédoine; Krstic et Stojanovski, 1999)
NCRY <i>Navicula cryptocephala</i>	Taxon peu abondant, mais plus à l'automne. Il est davantage indicateur de conditions mésotrophes et oligotrophes, mais plus abondant en conditions mésotrophes et oligotrophes alcalines à l'automne.	Taxon de milieu à pH neutre à élevé (Ontario; Winter et al., 2003); euryhalin, indicateur d'enrichissement en nutriments (É-U; Leland et al., 2001)
NCTE <i>Navicula cryptotenella</i>	Taxon peu abondant et présent en milieux méso-eutrophes à oligotrophes alcalins. Il est davantage indicateur des conditions méso-eutrophes du printemps.	Taxon de milieu à pH neutre à élevé (Ontario; Winter et al., 2003); à pH alcalin (NE des É-U; Pan et al., 1996); à concentration modérée de nitrates (Ontario; Rott, 1998); méso-saprobe (Macédoine; Krstic et Stojanovski, 1999)

NCTO <i>Navicula cryptotenelloides</i>	Taxon davantage abondant au printemps et présent dans tous les milieux, sauf oligotrophes acides. Il est indicateur, et plus abondant, en conditions méso-eutrophes du printemps.	Taxon de milieu à forte concentration en Ptot (Lac de l'Ontario; Reavie et Smol, 2001)
NDEC <i>Navicula decussis</i>	Taxon peu abondant et présent en milieux méso-eutrophes à oligotrophes alcalins. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions mésotrophes acides et turbides au printemps.	
NDIF <u>(incluant des NSUB (voir aussi NTRI). Certaines ont changées pour NAWA, NIDF et NBRY)</u>	Taxon peu abondant, mais davantage indicateur et plus abondant en conditions oligotrophes acides.	
NDIS <i>Nitzschia dissipata</i>	Taxon plus abondant au printemps et présent dans tous les milieux, mais moins oligotrophes acides. Il est davantage indicateur de conditions altérées au printemps et mésotrophes et oligotrophes alcalines à l'automne. Il est davantage abondant en milieux méso-eutrophes au printemps, et mésotrophes et oligotrophes alcalins à l'automne.	Taxon souvent confondu avec le taxon <i>Nitzschia Amphibia</i> par les non-spécialistes, qui préfère les milieux eutrophes, mais intolérant à la pollution organique (Angleterre, Kelly, 1998); mésosaprobe (Macédonie; Krstic et Stojanovski, 1999)
NDRA <i>Nitzschia draveillensis</i>	Taxon peu abondant et présent en milieux oligotrophes à méso-eutrophes. Il est indicateur de conditions oligotrophes-acides de l'automne, mais écologie difficile à établir au printemps.	
NFON <u>(inclus NBRY1154, NZSU et NIFR. À être recompté) <i>Nitzschia fonticola</i></u>	Taxon plus abondant et présent dans plus de milieux à l'automne où il n'évite que les milieux oligotrophes acides. Il est davantage indicateur de conditions altérées, mais plus abondant en milieux eutrophes, saprobes et turbides à l'automne et plus en milieux méso-eutrophes au printemps.	Taxon de milieu à pH neutre à élevé (Ontario; Winter et al., 2003); eutrophe avec dominance lorsque N devient colimitant (Floride; McCormick et Stevenson, 1998); mésosaprobe (Macédoine; Krstic et Stojanovski, 1999)
NGRE <i>Navicula gregaria</i>	Taxon plus abondant et présent dans plus de milieux au printemps. Il est davantage indicateur de conditions altérées et plus abondant en milieux eutrophes, saprobes et turbides des deux saisons.	Taxon de milieu à concentration modérée de nitrates (Ontario; Rott, 1998); pH alcalin (NE des É-U; Pan et al., 1996); tolérant à la pollution organique (Angleterre; Kelly, 1998)
NIPR <i>Nitzschia pura</i>	Taxon peu abondant et davantage indicateur de conditions mésotrophes et oligotrophes.	

NLAN <i>Navicula lanceolata</i>	Taxon particulièrement abondant au printemps et dans les milieux mésotrophes à eutrophes. Il est davantage indicateur de conditions altérées et abondant dans les milieux eutrophes, saprobes et turbides.	Taxon dominant au printemps et tolère les concentrations élevées en nitrates (Ontario; Rott, 1998); de milieu eutrophe (Oregon; Carpenter et Waite, 2000); tolérant à la pollution organique (Angleterre; Kelly, 1998)
NLST (Incluant des NPHY (voir aussi NCTV et NRCH)) <i>Navicula leptostriata</i>	Taxon plus abondant en automne et présent en conditions mésotrophes et oligotrophes. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions oligotrophes acides.	Taxon acidophile (lacs de l'Ontario; Reavie et Smol, 2001)
NMIN (incluant NMINF2 , ACUR , NSBR , NSMU , NSEM . A être recompté) <i>Navicula minima</i>	Taxon plus abondant à l'automne et présent dans tous les milieux, sauf oligotrophes acides. Il est davantage indicateur des milieux altérés et plus abondant en milieux méso-eutrophes de l'automne.	Taxon de milieu oligotrophe (Saint-Laurent; Reavie et al., 1998); à pH alcalin (NE des États-Unis; Pan et al., 1996)
NNAN <i>Nitzschia nana</i>	Taxon absent au printemps et rare à l'automne. Il est davantage présent, indicateur et plus abondant en conditions oligotrophes acides de l'automne.	
NPAL <i>Nitzschia palea</i>	Taxon un peu plus abondant à l'automne et présent et/ou abondant dans tous les milieux. Il est davantage indicateur de conditions altérées et plus abondant en milieux eutrophes, saprobes et turbides des deux saisons.	Taxon de milieu hypereutrophe (Ontario; Rott, 1998), à pH neutre à élevé (Ontario; Winter et al., 2003); hétérotrophe à l'N (État de Washington, 1994), hypertrophique (van Dam et al., 1994); N-hétérotrophe et supporte forte turbidité (É-U; Leland et Porter, 2001); indicateur de pollution organique (Angleterre; Kelly, 1998).
NPUP <i>Navicula pupula</i>	Taxon peu abondant et indicateur de conditions oligotrophes-acides du printemps et présent en conditions altérées de l'automne. Il est davantage indicateur de conditions méso-eutrophes de l'automne. Nous croyons qu'il peut y avoir des erreurs d'identification.	Taxon de milieu mésosaprobe-saprobe (Macédonie; Krstic et Stojanovski, 1999)
NRCH (incluant des NPHY (voir aussi NCTV et NRCH)) <i>Navicula reichardtiana</i>	Taxon peu abondant et présent en milieux alcalins, mais plus en milieux altérés. Il est davantage indicateur de conditions méso-eutrophes au printemps.	
NRHY	Taxon présent en conditions méso-eutrophes, mésotrophes et oligotrophes. Il est davantage indicateur de conditions oligotrophes acides au printemps.	
NSBM <i>Navicula subminuscula</i>	Taxon peu abondant et présent en milieux mésotrophes à eutrophes. Il est davantage indicateur de conditions altérées, mais plus abondant en conditions méso-eutrophes de l'automne.	Taxon motile et présent en milieu eutrophe (Angleterre; Kelly, 2002)

NSHR <i>Navicula schroeteri</i>	Taxon peu abondant, mais plus à l'automne et présent presque uniquement en milieux altérés. Il est davantage indicateur, et abondant en milieux eutrophes, saprobe et très turbide de l'automne.	
NSIT <i>Nitzschia sinuata</i> var. <i>tabellaria</i>	Taxon plus abondant en automne et présent en conditions mésotrophes et oligotrophes alcalines. Il est davantage indicateur de conditions mésotrophes et oligotrophes alcalines à l'automne, mais plus abondant dans les milieux oligotrophes alcalins.	Taxon polluo-sensible (Europe; Prygiel et Coste, 1993)
NSMU <i>Navicula submuralis</i>	Taxon peu abondant et présent en milieux altérés. Il est indicateur, et plus abondant, en conditions méso-eutrophes de l'automne.	
NSOC <i>Nitzschia sociabilis</i>	Taxon davantage présent au printemps, en milieux altérés et indicateur, et abondant, en conditions méso-eutrophes printanières. Il est présent dans l'ensemble des milieux alcalins à l'automne.	Taxon de milieu à pH alcalin (NE des É-U; Pan et al., 1996)
NTPT <i>Navicula tripunctata</i>	Taxon plus abondant au printemps et présent en milieux altérés. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions méso-eutrophes au printemps et altérées à l'automne.	Taxon de milieu à concentration modérée de nitrates (Ontario; Rott, 1998); à fort optimum de N inorganique et de conductivité (État de Washington; Leland, 1994); de milieu eutrophe, mais taxon intolérant à la matière organique (Angleterre; Kelly, 1998)
NVGE <i>Navicula viridula</i> var. <i>germanii</i>	Taxon peu abondant, mais plus à l'automne et présent en milieux eutrophes à mésotrophes. Il est davantage indicateur, et plus abondant, en milieux eutrophes et très turbides à l'automne.	Taxon tolère un fort optimum de N et conductivité (État de Washington; Leland, 1994)
NVRO <i>Navicula viridula</i> var. <i>rostellata</i>	Taxon plus abondant à l'automne et présent en conditions mésotrophes à eutrophes. Il est davantage indicateur de conditions altérées, mais plus abondants en conditions eutrophes, saprobes et turbides.	Taxon de milieu à forte concentration en phosphore (Québec; Wunsam, 2002), fort optimum de N et conductivité (État de Washington; Leland, 1994)
RABB (inclus des GANG) <i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	Taxon peu abondant, mais plus en automne et présent en milieux altérés. Il est davantage indicateur des milieux altérés, mais plus abondant en milieux méso-eutrophes de l'automne.	Taxon de milieu à forte concentration en orthophosphates (Ontario; Rott, 1998); mésosaprobe (Macédoine; Krstic et Stojanovski, 1999); généraliste retrouvé dans les rivières avec de fortes vitesses de courant et enrichies en nutriments et à la pollution organique (Palmer, 1969; Kelly et al., 1995; Butcher, 1947; Fjerdinstad, 1964 cités par Vis et al., 1998)

SANG Surirella angusta	Taxon peu abondant et présent en milieux altérés. Il est davantage indicateur de conditions altérées et particulièrement des conditions mésotrophes acides et turbides au printemps.	
SBRE Surirella brebissonii	Taxon plus abondant au printemps et présent en milieux altérés. Il est davantage indicateur, et abondant, en conditions eutrophes, turbides et saprobes.	Taxon dominant au printemps et dans les milieux à forte concentration en nitrates (Ontario; Rott, 1998)
TFLO Tabellaria flocculosa	Taxon présent presque uniquement en milieu oligotrophe acide. Il est davantage indicateur et abondant dans les milieux oligotrophes acides.	Taxon de milieu de faible pH (NE des É-U; Pan et al., 1996); oligotrophe et à pH acide (Beaver, 1981; Van Dam, 1994 cités par Winter et al., 2003)

ANNEXE M

Communauté de référence des groupes éco-physiographiques 1-5 du Bouclier canadien

Taxa	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart type
TFLO	8.03	96.46	25.14	43.21	46.91
AMIN	0.76	37.96	28.49	22.40	19.33
BNEO	0.76	8.03	5.87	4.88	3.73
CMIC	0.00	10.46	2.51	4.33	5.46
FBID	0.00	4.19	2.43	2.21	2.10
FCVA	0.00	4.47	1.46	1.98	2.28
FPIN	0.00	5.35	0.00	1.78	3.09
NSUB	0.00	3.91	0.00	1.30	2.26
FULN	0.00	1.68	1.22	0.96	0.87
FCGR	0.00	1.46	1.12	0.86	0.76
FACPF4	0.00	2.43	0.00	0.81	1.40
NLST	0.00	2.43	0.00	0.81	1.40
NIGR	0.00	2.23	0.00	0.74	1.29
FCON	0.00	2.19	0.00	0.73	1.26
ADEF	0.00	1.40	0.73	0.71	0.70
FNAN	0.00	1.70	0.00	0.57	0.98
NPAL	0.00	1.70	0.00	0.57	0.98
FCAPF3	0.00	1.68	0.00	0.56	0.97
NBRY	0.00	1.68	0.00	0.56	0.97
FRHO	0.00	1.46	0.00	0.49	0.84
NIPR	0.00	1.22	0.00	0.41	0.70
NCTE	0.00	1.12	0.00	0.37	0.65
ASAT	0.00	0.97	0.00	0.32	0.56
CSLE	0.00	0.97	0.00	0.32	0.56
GOMP4	0.00	0.97	0.00	0.32	0.56
NIPM	0.00	0.97	0.00	0.32	0.56
NCOC	0.00	0.84	0.00	0.28	0.48
NSOC	0.00	0.84	0.00	0.28	0.48
EBIL	0.00	0.73	0.00	0.24	0.42
NTRI	0.00	0.73	0.00	0.24	0.42
STDE	0.00	0.73	0.00	0.24	0.42

**Communauté de référence du groupe éco-physiographique 2 du Bouclier
canadien**

Taxa	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Écart type
AMIN	10.71	38.89	31.97	28.38	13.36
TFLO	15.23	27.78	23.40	22.45	5.25
DMON	0.00	25.31	0.00	6.33	12.65
BNEO	0.00	9.05	6.07	5.30	4.32
NLST	0.00	13.10	1.37	3.96	6.15
CMIC	0.00	10.95	2.13	3.80	5.17
FCVE	0.00	13.33	0.00	3.33	6.67
BRA2512	0.00	11.85	0.00	2.96	5.92
ESUB	0.00	5.56	0.36	1.57	2.68
CDEL	0.00	5.21	0.00	1.30	2.61
FCAPF5	0.00	4.91	0.00	1.23	2.46
FPIN	0.00	2.14	0.96	1.02	0.90
FVIR	0.00	4.04	0.00	1.01	2.02
FCAPF6	0.00	2.70	0.48	0.91	1.27
GPAR	0.00	2.46	0.60	0.91	1.17
FCAPF3	0.00	2.14	0.37	0.72	1.01
FCGR	0.00	1.43	0.49	0.60	0.72
CGRA	0.00	1.43	0.47	0.59	0.71
FBRE	0.00	2.37	0.00	0.59	1.18
SDEN	0.00	2.02	0.00	0.51	1.01
NFON	0.00	1.26	0.36	0.49	0.61
FCDI	0.00	1.97	0.00	0.49	0.98
FCVA	0.00	1.97	0.00	0.49	0.98
FVUL	0.00	1.90	0.00	0.47	0.95
BBRE	0.00	1.52	0.00	0.38	0.76
GCLA	0.00	1.47	0.00	0.37	0.74
FBID	0.00	1.42	0.00	0.36	0.71
GPUM	0.00	1.42	0.00	0.36	0.71
NRAD	0.00	1.19	0.00	0.30	0.60
NSTR	0.00	1.18	0.00	0.30	0.59
FCVAF2	0.00	0.95	0.00	0.24	0.48
NSMU	0.00	0.95	0.00	0.24	0.48
ASAT	0.00	0.95	0.00	0.24	0.47
NPSC	0.00	0.95	0.00	0.24	0.47
FRHO	0.00	0.76	0.00	0.19	0.38
NAAN	0.00	0.76	0.00	0.19	0.38
FNAN	0.00	0.71	0.00	0.18	0.36
FULN	0.00	0.71	0.00	0.18	0.36
CSLE	0.00	0.71	0.00	0.18	0.36
FPAR	0.00	0.71	0.00	0.18	0.36
NCOC	0.00	0.71	0.00	0.18	0.36

**Communauté de référence du groupe éco-physiographique 3 du Bouclier
canadien**

Taxa	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Écart type
TFLO	8.52	57.88	28.69	31.70	24.82
AMIN	14.78	50.13	27.05	30.65	17.95
BNEO	0.00	18.55	15.57	11.37	9.96
EPEC	0.00	16.50	0.00	5.50	9.53
FCAPF5	2.22	3.26	2.73	2.74	0.52
FCAPF3	0.00	4.76	1.23	2.00	2.47
GOMP4	0.00	4.51	0.00	1.50	2.60
NPAL	0.00	4.37	0.00	1.46	2.52
FRHO	0.00	2.76	0.82	1.19	1.42
EBIL	0.00	1.97	1.09	1.02	0.99
FCAPF6	0.00	1.72	1.09	0.94	0.87
STDE	0.00	2.19	0.00	0.73	1.26
GPAR	0.00	2.01	0.00	0.67	1.16
NLST	0.00	1.91	0.00	0.64	1.10
NFON	0.00	1.64	0.00	0.55	0.95
NIGR	0.00	1.64	0.00	0.55	0.95
NSLC	0.00	1.37	0.00	0.46	0.79
ABIO	0.00	1.09	0.00	0.36	0.63
CGRA	0.00	1.09	0.00	0.36	0.63
NDIF	0.00	1.09	0.00	0.36	0.63
FCGR	0.00	0.99	0.00	0.33	0.57
NMIN	0.00	0.82	0.00	0.27	0.47
FBID	0.00	0.75	0.00	0.25	0.43

**Communauté de référence du groupe éco-physiographique 4 du Bouclier
canadien**

Taxa	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Écart type
TFLO	12.59	70.57	26.50	34.04	25.23
AMIN	5.47	64.79	25.70	30.42	26.09
BNEO	0.00	14.07	11.34	9.19	6.26
FCAPF5	1.22	14.88	2.89	5.47	6.35
FCAPF6	0.00	8.05	3.97	4.00	4.19
FCGR	0.00	5.38	2.45	2.57	2.23
FCVA	0.00	4.39	0.65	1.42	2.07
GPAR	0.00	2.47	1.22	1.23	1.42
CMIC	0.00	4.69	0.00	1.17	2.35
FCAPF3	0.00	3.65	0.00	0.91	1.82
NLST	0.00	3.21	0.00	0.80	1.60
FNAN	0.00	2.20	0.00	0.55	1.10
CDEL	0.00	1.73	0.00	0.43	0.86
CSLE	0.00	1.48	0.00	0.37	0.74
ASAT	0.00	1.30	0.00	0.33	0.65
NPAL	0.00	1.22	0.00	0.30	0.61
GANT	0.00	1.04	0.00	0.26	0.52
EBIL	0.00	0.99	0.00	0.25	0.49
NCTE	0.00	0.99	0.00	0.25	0.49
ADEF	0.00	0.98	0.00	0.24	0.49
AMAR	0.00	0.98	0.00	0.24	0.49
EEXI	0.00	0.74	0.00	0.19	0.37
EIMP	0.00	0.74	0.00	0.19	0.37
FCVE	0.00	0.74	0.00	0.19	0.37

**Communauté de référence du groupe éco-physiographique 1 des
Appalaches**

Taxa	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Écart type
AMIN	23.73	36.41	27.29	28.05	5.21
FCAPF6	0.00	20.00	2.86	6.95	8.20
CMIC	0.00	8.00	3.88	4.14	3.40
NPAL	2.67	5.07	4.24	4.07	0.88
FCON	0.00	11.06	0.00	3.71	5.24
NFON	0.00	6.54	3.96	3.51	2.77
ADEF	0.94	5.81	3.30	3.26	1.77
FCGR	0.73	7.53	1.65	2.84	2.73
ACHN1	0.00	11.01	0.00	2.74	4.77
FCAPF5	0.66	6.54	1.46	2.48	2.46
FPIN	0.00	8.47	1.46	2.31	3.53
NSIT	0.00	7.93	1.18	2.25	3.22
NMIN	0.00	4.47	1.21	1.69	1.74
FCAPF3	0.00	3.29	1.94	1.66	1.60
FCVE	0.00	7.77	0.00	1.55	3.47
NLST	0.00	4.19	0.00	1.42	1.99
CPLA	0.00	3.08	0.71	1.15	1.34
FCVA	0.00	1.76	0.71	0.97	0.75
ALAN	0.00	2.18	0.71	0.86	0.94
NCTE	0.00	2.18	0.71	0.85	0.80
TFLO	0.00	2.18	0.73	0.82	0.91
DKUE	0.00	2.91	0.00	0.71	1.26
NIGR	0.00	1.54	0.73	0.65	0.66
NDIS	0.00	1.32	0.73	0.64	0.63
FNAN	0.00	3.15	0.00	0.63	1.41
NCRY	0.00	1.70	0.66	0.61	0.70
NILA	0.00	3.06	0.00	0.61	1.37
FULN	0.00	1.45	0.00	0.57	0.78
NCPL	0.00	1.54	0.00	0.55	0.76
DMON	0.00	1.45	0.00	0.47	0.67
FBRE	0.00	2.12	0.00	0.42	0.95
NITZ1	0.00	2.12	0.00	0.42	0.95
GPUM	0.00	1.94	0.00	0.39	0.87
CDEL	0.00	1.18	0.00	0.37	0.54
ALVS	0.00	0.73	0.00	0.29	0.39
FCME	0.00	1.41	0.00	0.28	0.63
NPUP	0.00	1.41	0.00	0.28	0.63
AEXG	0.00	1.21	0.00	0.24	0.54
CSIN	0.00	1.21	0.00	0.24	0.54
EIMP	0.00	1.21	0.00	0.24	0.54
NMEN	0.00	1.21	0.00	0.24	0.54
NIAN	0.00	1.18	0.00	0.24	0.53
CSLE	0.00	1.10	0.00	0.22	0.49
NCPR	0.00	1.10	0.00	0.22	0.49
DPAR	0.00	0.97	0.00	0.19	0.43
NSMU	0.00	0.97	0.00	0.19	0.43
CBAC	0.00	0.94	0.00	0.19	0.42
FPAR	0.00	0.94	0.00	0.19	0.42
NPHY	0.00	0.94	0.00	0.19	0.42
CSUT	0.00	0.94	0.00	0.19	0.42
NAVH3	0.00	0.88	0.00	0.18	0.39

**Communauté de référence des groupes éco-physiographiques 2-3 des
Appalaches**

Taxa	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Écart type
AMIN	15.20	44.53	22.35	26.27	11.15
NPAL	2.47	12.86	5.39	6.17	4.00
NSIT	0.00	20.10	2.14	5.16	8.41
FCME	0.00	14.22	0.00	3.12	6.23
FNAN	0.00	7.14	3.13	3.04	2.70
CMIC	0.00	5.76	2.14	2.90	2.49
BNEO	0.00	5.71	2.30	2.70	2.81
FVIR	0.00	12.91	0.00	2.58	5.77
FPIN	0.00	5.64	1.61	2.37	2.12
FCON	0.00	6.87	0.00	2.30	3.25
FCVA	0.00	5.49	2.07	2.28	2.40
ADEF	0.00	7.86	0.00	2.22	3.45
FCAPF6	0.00	7.14	0.00	2.21	3.24
NDIS	0.00	6.22	1.72	2.18	2.38
CPLA	0.69	5.88	1.65	2.15	2.15
NFON	0.00	6.13	1.30	2.07	2.39
ACHN1	0.00	3.92	2.60	1.92	1.82
FCVE	0.00	8.07	0.00	1.61	3.61
NIGR	0.00	2.75	0.00	1.06	1.45
NCRY	0.00	1.65	1.04	1.00	0.69
FCAPF3	0.00	2.76	0.95	0.94	1.13
NITZ1	0.00	3.43	0.00	0.69	1.53
NMIN	0.00	2.45	0.00	0.65	1.06
CSUT	0.00	1.90	0.00	0.64	0.90
NIFR	0.00	1.61	0.00	0.60	0.82
GMIN	0.00	2.75	0.00	0.55	1.23
FULN	0.00	1.61	0.00	0.52	0.74
FBRE	0.00	2.47	0.00	0.49	1.11
NCPL	0.00	1.38	0.00	0.48	0.67
TFLO	0.00	1.38	0.00	0.42	0.62
CSLE	0.00	1.37	0.00	0.42	0.62
NCTE	0.00	2.08	0.00	0.42	0.93
FCGR	0.00	1.04	0.00	0.37	0.52
ALVS	0.00	1.10	0.00	0.36	0.51
NINC	0.00	1.72	0.00	0.34	0.77
NAMP	0.00	0.92	0.00	0.33	0.46
CBAC	0.00	1.65	0.00	0.33	0.74
AINA	0.00	0.82	0.00	0.31	0.42
NACI	0.00	0.82	0.00	0.30	0.42
NPHY	0.00	1.43	0.00	0.29	0.64
GPAR	0.00	1.37	0.00	0.27	0.61
NSUB	0.00	1.37	0.00	0.27	0.61
APEL	0.00	1.30	0.00	0.26	0.58
GPUM	0.00	1.30	0.00	0.26	0.58
ALAN	0.00	1.23	0.00	0.25	0.55
CDEL	0.00	1.19	0.00	0.24	0.53

**Communauté de référence du groupe éco-physiographique 4 des
Appalaches**

Taxa	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Écart type
AMIN	29.92	55.58	47.43	44.31	13.11
NSIT	1.46	30.18	9.17	13.60	14.87
CMIC	3.40	7.16	4.09	4.88	2.00
FPIN	0.00	7.28	2.24	3.17	3.73
NPAL	0.00	4.92	3.16	2.69	2.49
FCVA	0.73	5.15	2.05	2.64	2.27
FNAN	0.00	7.67	0.00	2.56	4.43
NFON	1.12	4.37	2.05	2.51	1.67
NMIC	0.00	4.37	2.46	2.28	2.19
NGRE	0.00	2.24	1.46	1.23	1.14
FCAPF3	0.00	3.32	0.00	1.11	1.92
FCVE	0.00	3.16	0.00	1.05	1.82
FCAPF6	0.00	1.79	1.02	0.94	0.90
NIGR	0.00	1.02	0.89	0.64	0.56
BNEO	0.00	1.79	0.00	0.60	1.03
NMIN	0.00	0.97	0.67	0.55	0.50
FCGR	0.00	1.53	0.00	0.51	0.89
ALAN	0.00	1.46	0.00	0.49	0.84
NCAP	0.00	1.34	0.00	0.45	0.77
ABIA	0.00	1.28	0.00	0.43	0.74
CDEL	0.00	1.28	0.00	0.43	0.74
NCTE	0.00	1.28	0.00	0.43	0.74
NILA	0.00	1.02	0.00	0.34	0.59
PSCA	0.00	1.02	0.00	0.34	0.59
ADEF	0.00	0.97	0.00	0.32	0.56
FPAR	0.00	0.97	0.00	0.32	0.56
NCPR	0.00	0.97	0.00	0.32	0.56
AEXG	0.00	0.89	0.00	0.30	0.52
CMEN	0.00	0.89	0.00	0.30	0.52
ENLB	0.00	0.77	0.00	0.26	0.44
FULN	0.00	0.77	0.00	0.26	0.44
NACI	0.00	0.77	0.00	0.26	0.44
ALIB	0.00	0.73	0.00	0.24	0.42
CSLE	0.00	0.73	0.00	0.24	0.42
MVAR	0.00	0.73	0.00	0.24	0.42
ACLE	0.00	0.67	0.00	0.22	0.39
ADEL	0.00	0.67	0.00	0.22	0.39
CPLA	0.00	0.67	0.00	0.22	0.39
CSIN	0.00	0.67	0.00	0.22	0.39
NIFR	0.00	0.67	0.00	0.22	0.39

**Communauté de référence du groupe éco-physiographique 5 des
Appalaches**

Taxa	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Écart type
AMIN	25.50	60.84	48.79	45.17	13.12
FCAPF6	2.45	24.01	5.85	8.50	8.81
ADEF	0.00	7.35	2.90	3.22	3.35
FCAPF3	0.00	9.67	2.72	3.20	3.96
FCAPF5	0.00	12.62	0.63	2.89	5.46
TFLO	0.00	6.74	0.97	2.53	2.85
FCVE	0.00	12.01	0.00	2.40	5.37
BNEO	0.00	4.83	2.53	2.23	2.20
ACHN1	0.00	7.16	0.00	1.88	3.11
FULN	0.00	6.44	0.97	1.83	2.61
FCAPF4	0.00	8.63	0.00	1.73	3.86
FCGR	0.00	6.36	0.00	1.67	2.76
FNAN	0.00	5.34	0.74	1.66	2.25
CMIC	0.00	4.83	0.99	1.52	2.00
GPAP	0.00	2.53	1.72	1.44	0.93
CDEL	0.00	4.07	0.00	1.35	1.91
FBID	0.00	5.69	0.00	1.14	2.55
NPAL	0.00	2.97	0.76	1.04	1.24
DMON	0.00	2.17	0.00	0.64	0.96
FLEP	0.00	3.19	0.00	0.64	1.42
FPIN	0.00	3.14	0.00	0.63	1.40
NCTE	0.00	1.69	0.00	0.54	0.78
EEXI	0.00	1.73	0.00	0.49	0.76
ALVS	0.00	1.24	0.00	0.39	0.57
FBRE	0.00	1.93	0.00	0.39	0.86
NBRY	0.00	1.53	0.00	0.31	0.68
MCIR	0.00	1.47	0.00	0.29	0.66
FCVA	0.00	0.74	0.00	0.27	0.38
CSLE	0.00	0.74	0.00	0.27	0.38
CPLA	0.00	1.23	0.00	0.25	0.55
NACI	0.00	1.05	0.00	0.21	0.47
GACU	0.00	0.98	0.00	0.20	0.44
NAVI6	0.00	0.98	0.00	0.20	0.44
NPUP	0.00	0.98	0.00	0.20	0.44
NHEU	0.00	0.97	0.00	0.19	0.43
ENLB	0.00	0.76	0.00	0.15	0.34
NFON	0.00	0.76	0.00	0.15	0.34
NPHY	0.00	0.76	0.00	0.15	0.34
AHUN	0.00	0.74	0.00	0.15	0.33
FRHO	0.00	0.74	0.00	0.15	0.33
GANG	0.00	0.74	0.00	0.15	0.33
NCRY	0.00	0.74	0.00	0.15	0.33

**Communauté de référence du
groupe éco-physiographique 6
des Appalaches**

Taxa	abondance relative
APED	12.81
NVGE	10.55
CPLA	8.79
NGRE	8.29
AMIN	6.78
NSMU	5.03
RABB	5.03
MCIR	3.77
NCRY	3.52
NPAL	3.27
NSOC	3.02
CPED	2.26
FPAR	1.51
NCAP	1.51
ALAN	1.26
FCVE	1.26
FPIN	1.26
NRHY	1.26
SBRE	1.26
SLIN	1.26
CPRO	1.01
GMIN	1.01
GTRU	1.01
NILA	1.01
DMON	0.75
ENLB	0.75
FULN	0.75
NIGR	0.75
NREC	0.75
NVIO	0.75

**Communauté de référence du groupe éco-physiographique 7 des
Appalaches**

Taxa	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Écart type
AMIN	23.73	36.41	26.24	27.58	4.80
FCAPF6	0.00	20.00	6.40	7.93	7.72
NPAL	2.67	5.07	4.12	3.99	0.81
CMIC	0.00	8.00	2.97	3.79	3.16
FCON	0.00	11.06	0.00	3.09	4.92
FCAPF3	0.00	10.03	2.50	3.05	3.70
NFON	0.00	6.54	2.69	2.93	2.86
ADEF	0.00	5.81	2.95	2.71	2.07
NSIT	0.00	7.93	1.32	2.44	2.91
FCGR	0.00	7.53	1.55	2.37	2.70
ACHN1	0.00	11.01	0.00	2.28	4.41
FCAPF5	0.00	6.54	1.08	2.07	2.43
FNAN	0.00	8.48	0.00	1.94	3.44
FPIN	0.00	8.47	0.73	1.93	3.29
CPLA	0.00	3.08	1.32	1.47	1.44
NMIN	0.00	4.47	0.94	1.41	1.70
FCVA	0.00	3.08	1.20	1.33	1.09
FCVE	0.00	7.77	0.00	1.29	3.17
NLST	0.00	4.19	0.00	1.18	1.87
NIGR	0.00	2.83	0.85	1.01	1.07
NCPL	0.00	2.31	0.61	0.84	0.99
NCTE	0.00	2.18	0.72	0.84	0.72
TFLO	0.00	2.18	0.75	0.81	0.82
NILA	0.00	3.06	0.00	0.77	1.28
DKUE	0.00	2.91	0.33	0.72	1.13
ALAN	0.00	2.18	0.35	0.72	0.91
NDIS	0.00	1.32	0.75	0.67	0.56
NCRY	0.00	1.70	0.68	0.64	0.63
NACI	0.00	3.60	0.00	0.60	1.47
BNEO	0.00	1.94	0.00	0.49	0.82
CDEL	0.00	1.18	0.33	0.48	0.55
FULN	0.00	1.45	0.00	0.48	0.74
NSOC	0.00	2.83	0.00	0.47	1.15
ENLB	0.00	2.06	0.00	0.46	0.83
NCPR	0.00	1.54	0.00	0.44	0.70
DMON	0.00	1.45	0.00	0.39	0.63
CSIN	0.00	1.21	0.00	0.37	0.58
FCME	0.00	1.41	0.00	0.36	0.60
FBRE	0.00	2.12	0.00	0.35	0.86
NITZ1	0.00	2.12	0.00	0.35	0.86
GPUM	0.00	1.94	0.00	0.32	0.79
ALVS	0.00	0.73	0.00	0.24	0.37
NPUP	0.00	1.41	0.00	0.24	0.58
AEXG	0.00	1.21	0.00	0.20	0.50
EIMP	0.00	1.21	0.00	0.20	0.50
NMEN	0.00	1.21	0.00	0.20	0.49

**Communauté de référence du groupe éco-physiographique 1 des Basses-
Terres du Saint-Laurent**

Taxa	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart type
AMIN	14.57	55.12	35.71	34.57	14.31
TFLO	0.00	9.88	4.29	4.84	3.76
FCAPF3	0.00	12.10	0.99	4.27	4.71
NPAL	0.00	8.64	1.48	3.27	3.42
FCAPF5	0.00	13.11	2.13	3.18	4.61
BNEO	0.00	5.40	2.96	2.89	1.88
NLST	0.00	5.61	2.96	2.67	2.06
NAWA	0.00	18.01	0.00	2.57	6.81
FCAPF6	0.00	5.14	2.84	2.46	1.93
NFON	0.00	5.68	1.23	1.75	2.13
ADEF	0.00	3.21	1.67	1.72	1.31
FCVE	0.00	6.17	0.00	1.72	2.94
FCVA	0.00	4.44	0.99	1.55	1.57
GPAR	0.00	2.37	1.43	1.39	0.74
MVAR	0.00	6.91	0.00	1.33	2.62
ESUB	0.00	6.67	0.00	1.32	2.55
EBIL	0.00	6.42	0.00	1.16	2.40
FULN	0.00	3.57	0.00	1.09	1.46
NSIT	0.00	7.41	0.00	1.06	2.80
FCGR	0.00	4.29	0.00	0.99	1.58
NAMP	0.00	3.46	0.00	0.84	1.30
FBRE	0.00	3.08	0.00	0.79	1.37
FCVAF2	0.00	5.40	0.00	0.77	2.04
NMIN	0.00	3.21	0.00	0.77	1.20
NDIS	0.00	2.47	0.00	0.70	1.00
CPLA	0.00	3.21	0.00	0.56	1.20
NCTE	0.00	1.48	0.00	0.55	0.71
AVEN	0.00	3.46	0.00	0.49	1.31
NEVA	0.00	3.21	0.00	0.46	1.21
FCON	0.00	2.96	0.00	0.42	1.12
CSLE	0.00	1.19	0.00	0.42	0.53
NACI	0.00	1.73	0.00	0.39	0.70
NINC	0.00	2.72	0.00	0.39	1.03
EPEC	0.00	1.42	0.00	0.38	0.65
ENLB	0.00	2.22	0.00	0.32	0.84
NCRY	0.00	1.23	0.00	0.32	0.55
NHAL	0.00	1.22	0.00	0.32	0.54
NDIF	0.00	1.98	0.00	0.28	0.75
ALAN	0.00	0.99	0.00	0.28	0.47
FCME	0.00	1.19	0.00	0.28	0.49
NRCH	0.00	1.22	0.00	0.28	0.49
CMIC	0.00	0.98	0.00	0.25	0.43
NIGR	0.00	1.73	0.00	0.25	0.65
NPUP	0.00	0.99	0.00	0.24	0.42
NCLA	0.00	0.95	0.00	0.24	0.42
GACU	0.00	1.48	0.00	0.21	0.56

**Communauté de référence du groupe éco-physiographique 2 des Basses-
Terres du Saint-Laurent**

Taxa	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Écart type
AMIN	11.14	11.74	11.44	11.44	0.42
CPLA	5.91	6.60	6.26	6.26	0.49
FCVA	4.40	7.50	5.95	5.95	2.19
FPIN	2.69	9.09	5.89	5.89	4.53
NFON	3.86	7.33	5.60	5.60	2.45
NPAL	3.91	5.23	4.57	4.57	0.93
FCBI	1.71	6.82	4.26	4.26	3.61
FBRE	3.18	4.55	3.86	3.86	0.97
CPED	2.27	5.13	3.70	3.70	2.02
NMIN	1.71	5.68	3.70	3.70	2.81
FCVAF2	1.36	5.38	3.37	3.37	2.84
FCVE	0.00	6.36	3.18	3.18	4.50
FCAPF3	1.14	4.89	3.01	3.01	2.65
NAMP	0.91	4.40	2.66	2.66	2.47
FCON	0.00	4.55	2.27	2.27	3.21
FCPE	0.00	3.91	1.96	1.96	2.77
RABB	1.14	2.69	1.91	1.91	1.10
NCPR	0.68	2.93	1.81	1.81	1.59
GPUM	0.00	3.42	1.71	1.71	2.42
DTEN	0.00	2.95	1.48	1.48	2.09
NCTO	0.00	2.93	1.47	1.47	2.07
GMIN	0.00	2.69	1.34	1.34	1.90
FCME	0.00	2.20	1.10	1.10	1.56
APED	0.98	1.14	1.06	1.06	0.11
NRCH	0.00	2.05	1.02	1.02	1.45
CEXP	0.00	1.47	0.73	0.73	1.04
GCLA	0.00	1.47	0.73	0.73	1.04
ALAN	0.00	1.36	0.68	0.68	0.96
NINC	0.00	1.36	0.68	0.68	0.96
NDIS	0.00	1.22	0.61	0.61	0.86
AVEN	0.00	1.14	0.57	0.57	0.80
CPRO	0.00	1.14	0.57	0.57	0.80
NPUP	0.00	1.14	0.57	0.57	0.80
NSOC	0.00	1.14	0.57	0.57	0.80
FPUL	0.00	0.98	0.49	0.49	0.69
NCTV	0.00	0.98	0.49	0.49	0.69
NSMU	0.00	0.98	0.49	0.49	0.69
NSEM	0.00	0.91	0.45	0.45	0.64
CCIS	0.00	0.73	0.37	0.37	0.52
CSLE	0.00	0.68	0.34	0.34	0.48

**Communauté de référence du groupe éco-physiographique 3 des Basses-
Terres du Saint-Laurent**

Taxa	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Écart type
TFLO	11.19	32.20	28.04	23.81	11.12
AMIN	13.40	32.36	19.51	21.76	9.68
FCGR	1.22	30.02	21.95	17.73	14.86
GOMP4	0.00	18.36	0.00	6.12	10.60
NPAL	0.00	6.57	5.61	4.06	3.55
NLST	0.00	5.61	3.41	3.01	2.83
CNEC	0.00	8.03	0.00	2.68	4.64
ADEF	0.00	6.33	0.00	2.11	3.65
FULN	0.00	3.41	2.68	2.03	1.79
BNEO	1.49	1.95	1.71	1.71	0.23
CSLE	0.00	5.11	0.00	1.70	2.95
FCAPF3	0.00	4.87	0.00	1.62	2.81
GPAP	0.00	1.74	0.73	0.82	0.87
NDIF	0.00	2.20	0.00	0.73	1.27
FPIN	0.00	2.19	0.00	0.73	1.26
FCAPF6	0.00	1.24	0.73	0.66	0.62
FCVA	0.00	1.22	0.00	0.41	0.70
CPLA	0.00	1.22	0.00	0.41	0.70
CTGL	0.00	1.22	0.00	0.41	0.70
NCRY	0.00	1.22	0.00	0.41	0.70
BBRE	0.00	0.98	0.00	0.33	0.56
GCLE	0.00	0.97	0.00	0.32	0.56
NFON	0.00	0.97	0.00	0.32	0.56
FCAPF3	0.00	0.74	0.00	0.25	0.43
NIGR	0.00	0.73	0.00	0.24	0.42
ASAT	0.00	0.73	0.00	0.24	0.42
FCVAF2	0.00	0.73	0.00	0.24	0.42

**Communauté de référence du groupe éco-physiographique 4 des Basses-
Terres du Saint-Laurent**

Taxa	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Écart type
NSIT	11.22	58.81	35.01	35.01	33.65
AMIN	12.41	18.11	15.26	15.26	4.03
ACHN1	2.48	13.13	7.80	7.80	7.53
NPAL	1.74	4.53	3.14	3.14	1.98
CEXP	0.00	6.21	3.10	3.10	4.39
NCPR	0.00	6.21	3.10	3.10	4.39
MVAR	0.00	5.01	2.51	2.51	3.54
GENT	0.00	4.77	2.39	2.39	3.38
NDEC	1.49	2.86	2.18	2.18	0.97
FCVE	0.00	4.30	2.15	2.15	3.04
ADEF	1.91	2.23	2.07	2.07	0.23
DKUE	0.00	3.97	1.99	1.99	2.81
CPLA	0.00	3.58	1.79	1.79	2.53
NFON	1.19	1.99	1.59	1.59	0.56
ALAN	0.00	2.86	1.43	1.43	2.03
NGRE	0.00	2.39	1.19	1.19	1.69
NMIN	0.00	2.39	1.19	1.19	1.69
NCRY	0.00	1.91	0.95	0.95	1.35
GOOL	0.72	0.74	0.73	0.73	0.02
FPIN	0.00	1.24	0.62	0.62	0.88
FCAPF6	0.00	1.24	0.62	0.62	0.88
ASHU	0.00	0.95	0.48	0.48	0.68
CMIC	0.00	0.74	0.37	0.37	0.53
NCAP	0.00	0.74	0.37	0.37	0.53
ACLE	0.00	0.72	0.36	0.36	0.51
ADEL	0.00	0.72	0.36	0.36	0.51
CMEN	0.00	0.72	0.36	0.36	0.51
NACI	0.00	0.72	0.36	0.36	0.51

**Communauté de référence des groupes éco-physiographiques 5-6 des
Basses-Terres du Saint-Laurent**

Taxa	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Écart type
AMIN	26.10	54.32	40.21	40.21	19.96
MVAR	0.00	33.17	16.59	16.59	23.46
NFON	0.98	8.15	4.56	4.56	5.07
NPAL	2.44	5.19	3.81	3.81	1.94
FCVA	0.00	4.44	2.22	2.22	3.14
FCVE	0.00	4.15	2.07	2.07	2.93
NMIN	0.00	3.70	1.85	1.85	2.62
FULN	0.00	3.66	1.83	1.83	2.59
FCPE	0.00	3.17	1.59	1.59	2.24
CPLA	0.99	1.95	1.47	1.47	0.68
CSLE	0.99	1.95	1.47	1.47	0.68
GPAR	0.00	2.93	1.46	1.46	2.07
CMEN	0.00	2.68	1.34	1.34	1.90
NAV110	0.00	2.47	1.23	1.23	1.75
NRCH	0.99	1.46	1.23	1.23	0.34
NCRY	0.00	2.44	1.22	1.22	1.72
NMUT	0.00	1.95	0.98	0.98	1.38
ALAN	0.00	1.48	0.74	0.74	1.05
NIGR	0.00	1.48	0.74	0.74	1.05
NCPR	0.00	1.23	0.62	0.62	0.87
NCAP	0.00	1.22	0.61	0.61	0.86
NHEU	0.00	0.99	0.49	0.49	0.70
NLST	0.00	0.99	0.49	0.49	0.70
ADEF	0.00	0.74	0.37	0.37	0.52
CMIC	0.00	0.74	0.37	0.37	0.52
CSIN	0.00	0.74	0.37	0.37	0.52
NGRE	0.00	0.74	0.37	0.37	0.52
FPUL	0.00	0.73	0.37	0.37	0.52
FCAPF5	0.00	0.73	0.37	0.37	0.52
NRHY	0.00	0.73	0.37	0.37	0.52
NVGE	0.00	0.73	0.37	0.37	0.52

**Communauté de référence du
groupe éco-physiographique 7 des
Basses-Terres du Saint-Laurent**

Taxa	abondance relative
MVAR	49.38
CPLA	9.14
AMIN	6.42
ALAN	4.94
CSIN	3.46
CSLE	2.47
GPAR	2.47
NDIS	2.47
NCTO	1.73
NPAL	1.73
NCPR	1.48
NHEU	1.48
NTPT	1.48
NCRY	1.23
NCTE	1.23
NVRO	0.99
FULN	0.74

**Communauté de référence du groupe éco-physiographique 8 des Basses-
Terres du Saint-Laurent**

Taxa	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Ecart type
AMIN	11.52	16.83	15.31	14.55	2.74
FPIN	4.69	10.54	7.92	7.72	2.93
NPAL	4.44	10.29	7.18	7.31	2.93
CPLA	1.23	13.61	6.67	7.17	6.21
ADEF	0.99	7.65	6.37	5.01	3.54
NFON	2.47	4.21	3.43	3.37	0.87
CSLE	1.96	2.97	2.72	2.55	0.53
FCVA	2.22	2.45	2.23	2.30	0.13
FCAPF3	0.00	5.64	1.23	2.29	2.96
NGRE	0.99	3.47	2.21	2.22	1.24
NDEC	0.00	3.95	2.45	2.13	1.99
ALAN	1.47	2.23	1.73	1.81	0.38
NCRY	1.48	2.23	1.72	1.81	0.38
NPRG	0.00	3.21	1.96	1.72	1.62
CMEN	0.98	2.23	1.73	1.65	0.63
NCPR	0.00	4.70	0.00	1.57	2.72
NLST	0.00	3.70	0.98	1.56	1.92
DMON	0.00	3.43	1.23	1.56	1.74
GCLE	0.00	3.70	0.00	1.23	2.14
NMIN	0.00	3.47	0.00	1.16	2.00
FCVE	0.00	1.73	1.47	1.07	0.93
MVAR	0.00	1.73	0.99	0.91	0.87
TFLO	0.00	1.48	0.98	0.82	0.75
FULN	0.00	2.21	0.00	0.74	1.27
FCAPF6	0.00	1.98	0.00	0.66	1.14
NRCH	0.00	1.24	0.74	0.66	0.62
ACLE	0.00	0.99	0.98	0.66	0.57
NCAP	0.00	1.23	0.74	0.66	0.62
NAMP	0.00	1.73	0.00	0.58	1.00
FACPF4	0.00	1.73	0.00	0.58	1.00
NPUP	0.00	0.98	0.74	0.57	0.51
NTNR	0.00	1.49	0.00	0.50	0.86
FCME	0.00	1.48	0.00	0.49	0.86
NVRO	0.00	0.74	0.74	0.49	0.43
DTEN	0.00	1.47	0.00	0.49	0.85
NDIS	0.00	1.47	0.00	0.49	0.85
NCTO	0.00	1.24	0.00	0.41	0.71
CNEC	0.00	1.23	0.00	0.41	0.71
FBRE	0.00	1.23	0.00	0.41	0.71
NRHY	0.00	1.23	0.00	0.41	0.71
FCPE	0.00	1.23	0.00	0.41	0.71
APED	0.00	0.99	0.00	0.33	0.57
CPED	0.00	0.99	0.00	0.33	0.57
NAGN	0.00	0.99	0.00	0.33	0.57
NPLA	0.00	0.99	0.00	0.33	0.57
MCIR	0.00	0.99	0.00	0.33	0.57

**Communauté de référence du groupe éco-physiographique 9 des Basses-
Terres du Saint-Laurent**

Taxa	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Écart type
AMIN	12.78	25.65	19.21	19.21	9.10
NSIT	0.98	30.84	15.91	15.91	21.11
NPAL	5.76	6.14	5.95	5.95	0.27
NCRY	1.73	6.88	4.30	4.30	3.64
NCPR	3.44	4.32	3.88	3.88	0.62
ADEF	2.88	3.93	3.41	3.41	0.74
CPLA	1.44	4.91	3.18	3.18	2.46
FCAPF3	2.88	3.44	3.16	3.16	0.39
NSHR	0.00	5.65	2.83	2.83	4.00
NGRE	0.00	4.67	2.33	2.33	3.30
FCVA	0.86	3.69	2.28	2.28	1.99
MVAR	0.00	4.18	2.09	2.09	2.95
NMIN	0.74	2.88	1.81	1.81	1.52
NFON	0.00	3.44	1.72	1.72	2.43
FCON	0.00	3.19	1.60	1.60	2.26
NSMU	0.00	2.31	1.15	1.15	1.63
NDIS	0.00	2.21	1.11	1.11	1.56
NRHY	0.00	1.97	0.98	0.98	1.39
ASHU	0.00	1.73	0.86	0.86	1.22
NAMP	0.00	1.73	0.86	0.86	1.22
NVEN	0.00	1.72	0.86	0.86	1.22
ENLB	0.00	1.47	0.74	0.74	1.04
FCAPF6	0.00	1.47	0.74	0.74	1.04
FULN	0.00	1.47	0.74	0.74	1.04
NMEN	0.00	1.47	0.74	0.74	1.04
NVGE	0.00	1.47	0.74	0.74	1.04
CPED	0.00	1.23	0.61	0.61	0.87
CSIN	0.00	1.23	0.61	0.61	0.87
NDIF	0.00	1.23	0.61	0.61	0.87
FBID	0.00	1.15	0.58	0.58	0.82
FCME	0.00	1.15	0.58	0.58	0.82
NSEM	0.00	1.15	0.58	0.58	0.82
CMIN	0.00	0.98	0.49	0.49	0.69
NCAP	0.00	0.98	0.49	0.49	0.69
CCIS	0.00	0.86	0.43	0.43	0.61
NCPL	0.00	0.86	0.43	0.43	0.61
FCPE	0.00	0.74	0.37	0.37	0.52
GYAC	0.00	0.74	0.37	0.37	0.52
NCTE	0.00	0.74	0.37	0.37	0.52
NCTV	0.00	0.74	0.37	0.37	0.52
NVRO	0.00	0.74	0.37	0.37	0.52

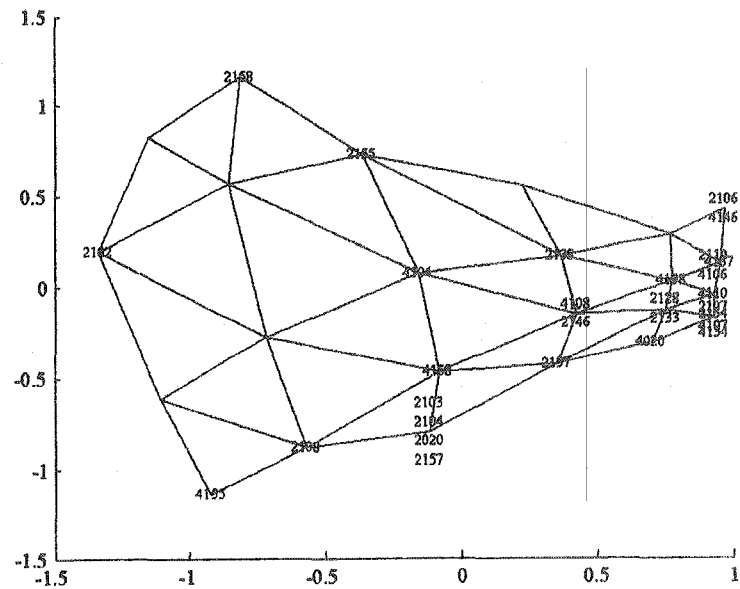
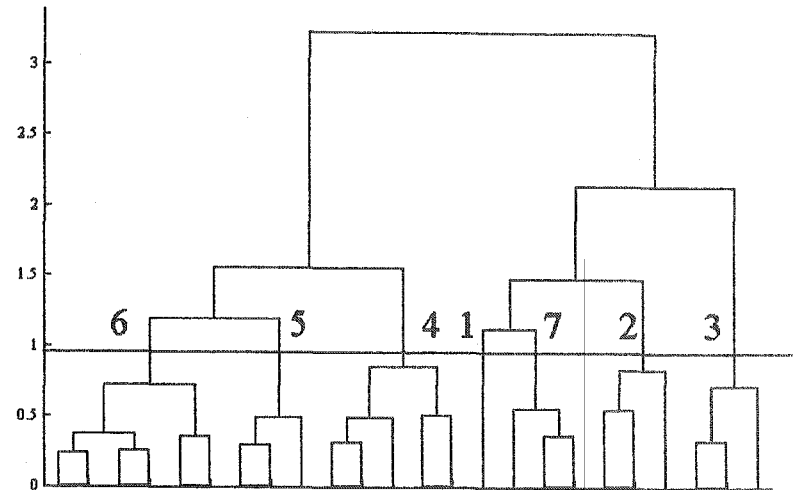
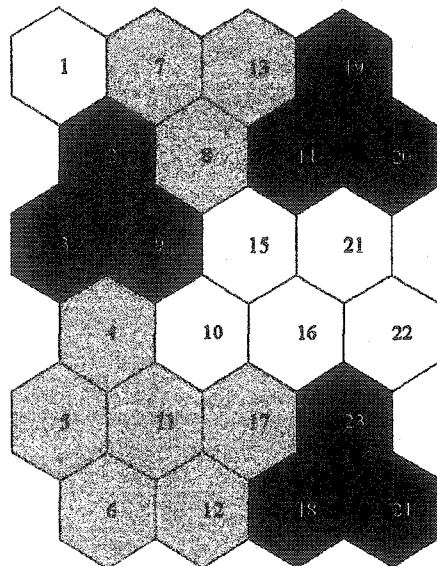
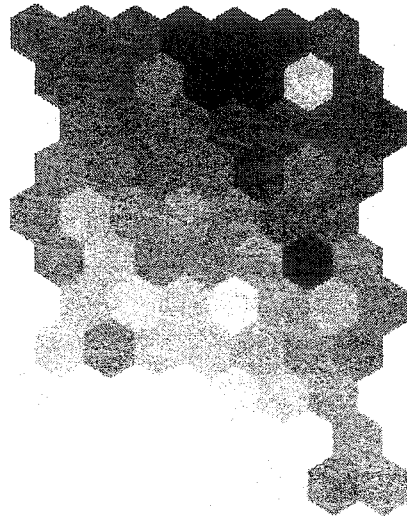
**Communauté de référence du groupe éco-physiographique 10 des Basses-
Terres du Saint-Laurent**

Taxa	Minimum	Maximum	Médiane	Moyenne	Écart type
AMIN	11.52	41.54	16.07	21.30	13.68
NPAL	3.73	10.29	5.81	6.41	2.98
FPIN	0.00	10.54	6.31	5.79	4.54
CPLA	1.23	13.61	3.96	5.69	5.87
MVAR	0.00	15.17	1.36	4.47	7.17
ADEF	0.00	7.65	3.68	3.75	3.82
NFON	2.47	4.21	3.71	3.52	0.77
NCPR	0.00	4.70	1.74	2.05	2.41
NGRE	0.99	3.47	1.60	1.91	1.18
CSLE	0.00	2.97	2.34	1.91	1.34
CMEN	0.98	2.24	1.98	1.79	0.59
FCVA	0.00	2.45	2.22	1.73	1.16
FCAPF3	0.00	5.64	0.62	1.72	2.68
NCRY	1.00	2.23	1.60	1.60	0.51
NDEC	0.00	3.95	1.23	1.60	1.95
CEXP	0.00	5.72	0.00	1.43	2.86
NSIT	0.00	5.47	0.00	1.37	2.74
ALAN	0.00	2.23	1.60	1.36	0.96
NPRG	0.00	3.21	0.98	1.29	1.58
NLST	0.00	3.70	0.49	1.17	1.75
DMON	0.00	3.43	0.62	1.17	1.62
NMIN	0.00	3.47	0.37	1.05	1.65
GCLE	0.00	3.70	0.00	0.93	1.85
CCAE	0.00	3.23	0.00	0.81	1.62
FCVE	0.00	1.73	0.74	0.80	0.93
NRCH	0.00	1.24	0.74	0.68	0.51
NVGE	0.00	1.49	0.49	0.62	0.75
TFLO	0.00	1.48	0.49	0.62	0.74
FULN	0.00	2.21	0.00	0.55	1.10
FCAP6	0.00	1.98	0.00	0.49	0.99
NCAP	0.00	1.23	0.37	0.49	0.60
NAMP	0.00	1.73	0.00	0.43	0.87
FCAPF4	0.00	1.73	0.00	0.43	0.86
NPUP	0.00	0.98	0.37	0.43	0.51
CTUM	0.00	1.49	0.00	0.37	0.75
NTNR	0.00	1.49	0.00	0.37	0.74
FCME	0.00	1.48	0.00	0.37	0.74
NVRO	0.00	0.74	0.37	0.37	0.43
DTEN	0.00	1.47	0.00	0.37	0.74
NDIS	0.00	1.47	0.00	0.37	0.74
NCTO	0.00	1.24	0.00	0.31	0.62
CNEC	0.00	1.23	0.00	0.31	0.62
FBRE	0.00	1.23	0.00	0.31	0.62
NRHY	0.00	1.23	0.00	0.31	0.62
FCPE	0.00	1.23	0.00	0.31	0.61
NVIR	0.00	1.00	0.00	0.25	0.50

ANNEXE N

Formation des communautés types du Bouclier canadien de l'automne

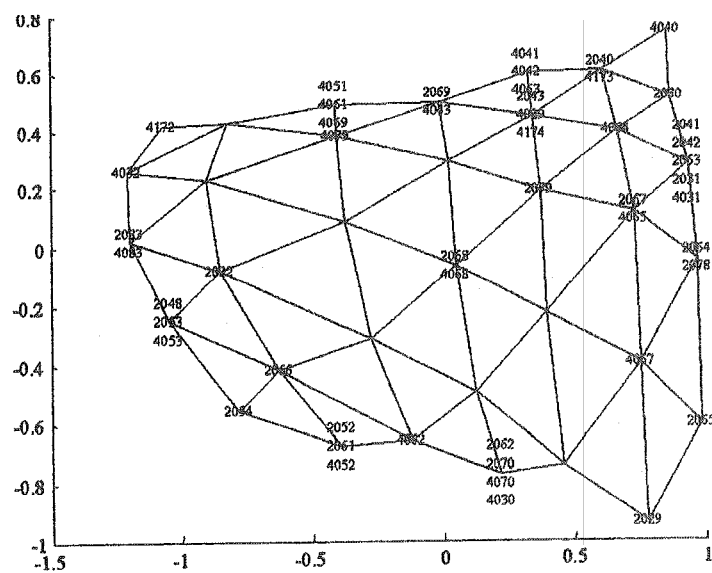
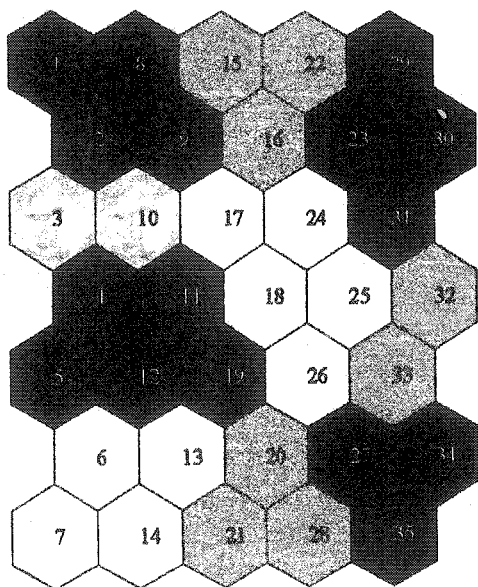
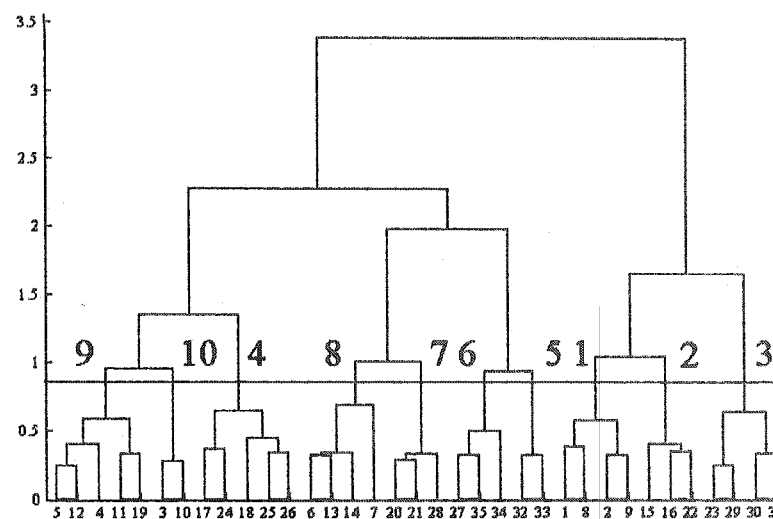
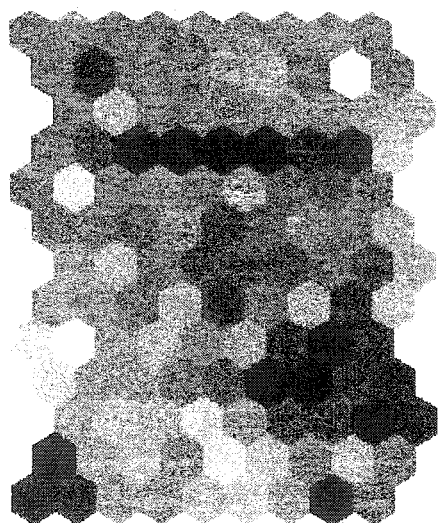
U-matrix



ANNEXE N

Formation des communautés types des Appalaches de l'automne

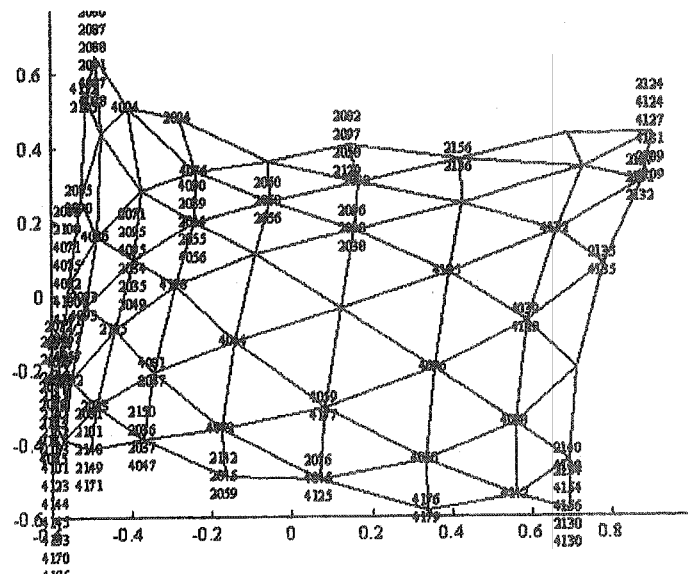
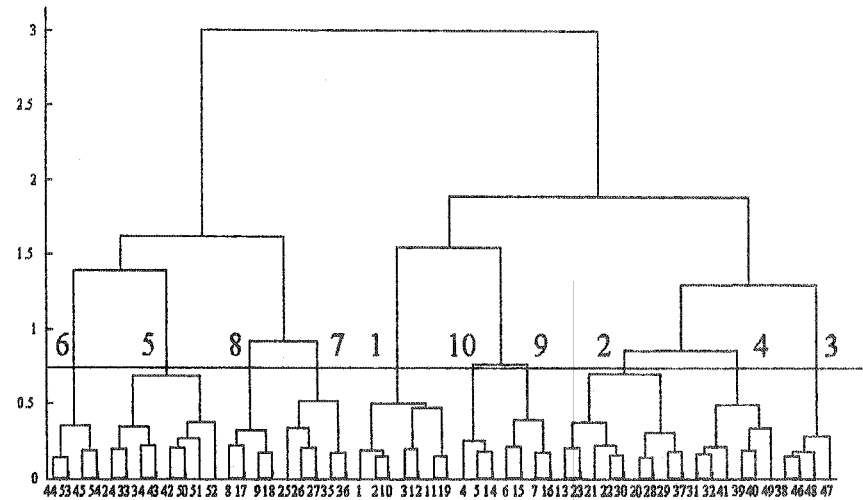
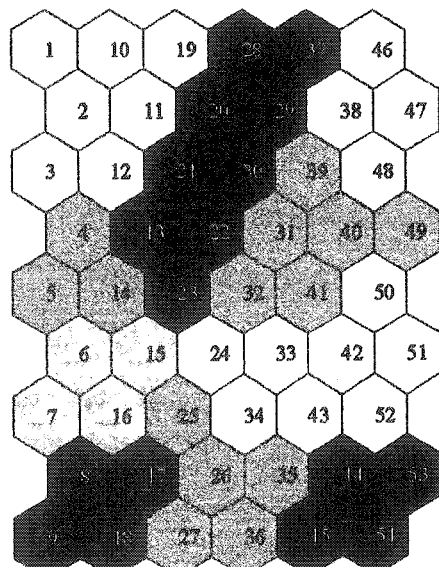
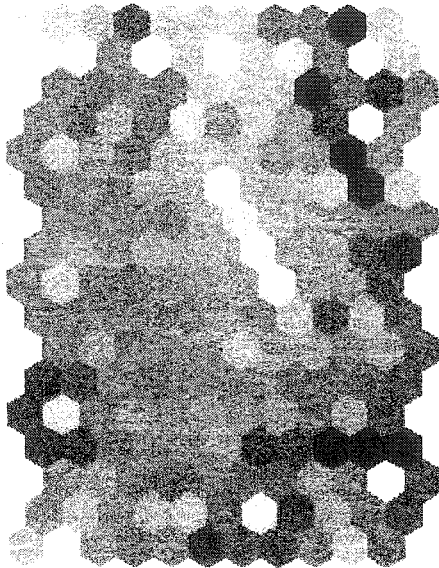
U-matrix



ANNEXE N

Formation des communautés types des Basses-Terres du Saint-Laurent de l'automne

U-matrix



ANNEXE O

Statistiques sur l'habitat et les bassins versants des 126 stations d'échantillonnage

BQMA_I D	Groupe éco- physiographi- que	Écoregion et région naturelle	AREA	DIST	ALT	G CALCO	ALCALIN	GM BASALT	GM CARBON	GM META	GM PLUTON	GS CARBON
1170001	AP1	A03	2631.9	108.3	152.0	0.0	2.3	26.4	0.0	44.0	26.9	0.0
1170022	AP1	A03	254.9	39.6	183.0	0.0	0.0	14.3	0.0	85.7	0.0	0.0
2250002	AP5	A03	506.8	52.0	150.0	0.0	85.3	0.0	0.0	0.0	14.7	0.0
2250005	AP5	A03	1068.6	92.4	34.0	0.0	73.9	0.0	0.0	0.0	26.1	0.0
2260002	BT9	B02	320.9	206.7	0.0	0.0	59.9	0.0	0.0	0.0	40.1	0.0
2260003	BT9	B02	235.1	63.5	0.0	0.0	53.4	0.0	0.0	0.0	46.6	0.0
2260004	AP5	A03	183.5	26.4	4.0	0.0	65.1	0.0	0.0	0.0	34.9	0.0
2260005	AP5	A03	48.1	16.0	106.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2260006	AP5	A03	41.0	8.0	28.0	0.0	21.7	0.0	0.0	0.0	78.3	0.0
2300001	BT9	B02	181.5	52.9	36.0	0.0	54.8	0.0	0.0	0.0	45.2	0.0
2300002	BT7	B02	62.5	15.1	87.0	0.0	21.4	0.0	0.0	0.0	78.6	0.0
2300003	BT7	B02	32.2	11.5	80.0	0.0	46.8	0.0	0.0	0.0	53.2	0.0
2300004	BT7	B02	17.7	7.3	61.0	0.0	99.3	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0
2300005	BT7	B02	28.3	9.4	118.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0
2310004	BT9	B02	1282.0	85.5	11.0	0.0	43.4	0.0	0.0	0.0	56.6	0.0
2330001	BT9	B02	1476.0	198.6	22.0	0.0	43.4	0.0	0.0	0.0	56.2	0.0
2330010	AP5	A02	106.0	17.8	426.0	0.0	39.5	0.0	0.0	0.0	60.5	0.0
2340004	AP7	A02	4141.0	89.8	183.0	0.0	8.3	0.0	0.0	87.1	0.4	0.0
2340006	AP1	A02	1169.0	73.6	335.0	0.0	0.0	0.0	0.0	83.3	1.5	0.0
2340014	AP7	A02	5817.0	198.1	127.0	0.0	20.3	0.4	0.0	62.6	13.7	0.0
2340033	BT10	B02	6688.4	233.7	42.0	0.0	26.1	0.3	0.0	54.5	16.5	0.0
2340034	BT9	B02	703.5	69.8	80.0	0.0	65.2	0.0	0.0	0.0	34.8	0.0
2340050	BT10	B02	6745.1	235.4	25.0	0.0	26.7	0.3	0.0	54.0	16.4	0.0
2340051	BT7	B02	115.9	19.2	117.0	0.0	59.9	0.0	0.0	0.0	40.1	0.0
2340086	AP5	A02	23.8	9.4	147.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0
2340099	BT7	B02	45.7	16.6	149.0	0.0	19.0	0.0	0.0	0.0	81.0	0.0
2400004	BT9	B02	2554.3	154.3	25.0	0.0	46.9	1.9	0.0	2.1	40.4	0.0
2400005	AP5	A02	205.5	32.1	211.0	0.0	44.1	0.0	0.0	0.0	55.9	0.0
2400006	AP4	A02	604.1	47.0	195.0	0.0	28.7	0.0	0.0	0.0	71.3	0.0
2E90001	AP6	A03	60.9	54.2	30.0	0.0	98.8	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0
2E90002	AP6	A03	39.1	12.1	103.0	0.0	98.1	0.0	0.0	0.0	1.9	0.0
3010007	BT9	B02	732.2	73.0	106.0	0.0	45.1	0.0	0.0	17.5	37.4	0.0
3010008	BT9	B02	1663.4	124.2	29.0	0.0	46.2	0.6	0.0	22.7	27.6	0.0
3010009	BT8	B02	1527.5	109.6	30.0	0.0	41.4	2.0	0.0	20.2	31.4	0.0
3010036	BT10	B02	950.8	76.1	91.0	0.0	40.2	0.0	0.0	9.4	50.5	0.0
3010038	BT7	B02	142.2	32.7	114.0	0.0	50.3	0.0	0.0	24.5	25.1	0.0
3020031	BT2	B01	10265.5	270.6	20.0	0.0	13.5	16.7	0.0	27.6	18.3	0.0
3020035	AP1	A02	8193.3	49.5	152.0	0.0	6.7	21.6	0.0	34.6	7.8	0.0
3020037	AP2	A02	1794.8	36.1	207.0	0.0	8.7	14.6	0.0	0.0	7.1	0.0
3020040	AP1	A02	4309.0	150.5	152.0	0.0	1.0	23.2	0.0	63.3	5.0	0.0
3020042	AP3	A02	1012.0	69.1	272.0	0.0	0.0	3.1	0.0	83.6	1.4	0.0
3020073	AP2	A02	1737.9	70.9	207.0	0.0	5.7	15.1	0.0	0.0	7.3	0.0
3020081	AP1	A02	9251.3	249.8	114.0	0.0	13.4	18.5	0.0	29.3	13.9	0.0
3020082	AP1	A02	1746.8	37.5	152.0	0.0	1.3	30.9	0.0	42.5	5.4	0.0
3020176	AP2	A02	1989.3	106.9	208.0	0.0	14.0	13.2	0.0	0.0	10.1	0.0
3020177	AP1	A02	543.8	64.7	183.0	0.0	0.0	17.1	0.0	46.8	0.0	0.0
3020187	AP4	A02	39.9	7.4	211.0	0.0	42.6	10.5	0.0	0.0	47.0	0.0
3020243	BT3	B01	10003.0	139.9	62.0	0.0	13.3	16.8	0.0	28.5	18.9	0.0
3030003	BT10	B01	1492.0	105.4	35.0	0.0	8.5	0.6	0.0	0.0	90.3	0.0
3030023	BT2	B01	4490.2	252.7	18.0	0.0	10.0	16.4	0.0	0.0	56.0	0.2
3030026	BT2	B01	1620.7	116.6	30.0	0.0	0.9	21.8	0.0	0.0	71.9	0.6
3030031	BT8	B01	409.8	82.2	73.0	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	93.1	0.0
3030038	BT6	B01	116.1	28.5	30.0	0.0	78.3	21.7	0.0	0.0	0.0	0.0
3030041	AP4	A02	160.2	24.1	137.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0
3030094	AP4	A02	190.7	19.1	196.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0
3030096	BT6	B01	160.4	32.9	30.0	0.0	0.1	59.0	0.0	0.0	40.5	0.0
3030108	BT8	B01	293.9	44.1	73.0	0.0	2.2	0.0	0.0	0.0	93.6	0.0
3030123	BT2	B01	3733.0	128.3	14.0	0.0	8.6	17.2	0.0	0.0	67.3	0.3
3030199	AP3	A02	420.1	68.9	93.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	89.1	0.0
3040007	BT5	B01	298.7	24.2	24.0	0.0	0.0	57.5	0.0	0.0	0.0	3.6
3040009	BT2	B01	23423.5	164.9	19.0	0.0	2.3	18.0	0.0	14.2	39.5	0.1
3040010	BT2	B01	21778.4	76.9	24.0	0.0	2.7	15.6	0.0	15.3	42.6	0.0
3040012	BT2	B01	21048.5	183.0	28.0	0.0	2.8	13.2	0.0	15.9	44.1	0.0
3040013	BT5	B01	392.5	69.0	14.0	0.0	0.0	57.5	0.0	0.0	0.0	0.0

BQMA_ID	Groupe éco-physiographique	Écoregion et région naturelle	AREA	DIST	ALT	G CALCO	GM ALCALIN	GM BASALT	GM CARBON	GM META	GM PLUTON	GS CARBON
3040013	BT8	B01	645.3	55.1	33.0	0.0	6.0	20.6	0.0	0.0	70.2	0.0
3040017	BT2	B01	22931.9	129.1	8.0	0.0	2.6	18.3	0.0	14.5	40.4	0.1
3090001	BT4	B01	2413.7	101.1	30.0	0.0	0.0	1.0	0.0	17.1	0.0	0.0
3090002	BT4	B01	667.3	71.3	35.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.0	0.0	0.0
3090003	BT4	B01	1112.1	55.9	44.0	0.0	0.0	0.0	0.0	37.1	0.0	0.0
3090005	BT4	B01	470.0	37.1	61.0	0.0	0.0	0.0	0.0	72.9	0.0	0.0
3090009	BT4	B01	203.5	38.4	59.0	0.0	0.0	0.0	0.0	26.5	0.0	0.0
3090046	BT5	B01	170.9	25.4	50.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
3090047	BT5	B01	166.2	27.9	91.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
3110003	BT5	B01	137.6	31.0	37.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
4010002	BT4	B01	2025.4	102.8	30.0	0.0	0.0	18.2	0.0	50.3	21.2	0.0
4010008	BT3	B01	1263.9	76.3	97.0	0.0	0.0	11.3	0.0	74.6	12.3	0.0
4010010	C4	C05	1023.0	50.2	168.0	0.0	0.0	2.0	0.0	89.1	8.9	0.0
4020001	C4	C04	5598.0	230.0	58.0	0.0	0.0	10.2	8.4	19.5	61.9	0.0
4020103	C4	C04	1196.0	82.0	200.0	0.0	0.0	25.0	0.0	22.2	52.8	0.0
4040001	BT1	B03	2259.0	147.2	61.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.7	88.1	0.0
4040039	C1	C04	1069.0	70.7	192.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.0	85.0	0.0
4060001	C4	C04	4987.0	221.9	223.0	1.5	0.0	0.0	14.9	2.4	81.2	0.0
4060004	C4	C04	9494.0	367.4	122.0	0.8	0.0	0.0	12.5	2.9	83.8	0.0
4080003	BT1	B03	26640.0	306.0	57.0	2.6	0.0	0.3	6.2	7.0	83.9	0.0
4080223	C4	C04	17620.0	253.5	183.0	2.6	0.0	0.5	6.9	8.4	81.6	0.0
4640003	BT5	B01	439.2	51.5	12.0	0.0	0.0	71.7	0.0	0.0	0.0	0.0
5010007	BT1	B02	42121.3	439.0	20.0	3.0	0.0	7.7	12.1	6.3	70.9	0.0
5010012	BT1	B02	480.2	46.0	54.0	7.6	0.0	0.9	0.0	7.4	84.1	0.0
5010014	BT1	B02	41410.0	187.4	59.0	3.0	0.0	7.6	12.3	6.3	70.8	0.0
5010386	C3	C08	27760.0	348.9	165.0	3.3	0.0	9.7	16.3	1.0	69.7	0.0
5030001	BT1	B02	4596.8	194.1	29.0	7.7	0.0	28.0	0.0	18.0	46.3	0.0
5030113	C1	C08	65.1	9.4	156.0	0.0	0.0	0.0	0.0	41.3	58.7	0.0
5030114	BT1	B02	492.8	48.2	103.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.2	93.8	0.0
5040006	BT1	B02	208.2	34.1	83.0	46.7	0.0	6.9	0.0	25.2	21.2	0.0
5040007	BT3	B02	2726.1	41.7	23.0	13.1	0.0	55.0	0.0	9.9	22.0	0.0
5040113	BT3	B02	785.8	78.9	135.0	3.7	0.0	78.8	0.0	0.0	17.5	0.0
5040116	BT3	B02	1614.5	91.8	94.0	2.7	0.0	80.1	0.0	0.0	17.2	0.0
5040139	C2	C10	129.9	15.6	202.0	99.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0
5080004	C3	C10	1721.0	83.0	204.0	2.8	0.0	67.0	0.0	0.3	29.8	0.0
5080006	BT3	B02	2468.7	145.7	30.0	2.0	0.0	55.1	0.0	0.2	42.7	0.0
5090002	BT3	B02	535.5	81.3	29.0	0.4	0.0	25.7	0.0	0.0	73.9	0.0
5090003	C2	C10	369.5	7.6	121.0	0.5	0.0	10.4	0.0	0.0	89.0	0.0
5090016	C2	C10	181.3	25.6	137.0	1.1	0.0	21.2	0.0	0.0	77.7	0.0
5220001	BT8	B01	1318.5	107.4	49.0	0.0	0.0	8.7	0.0	11.6	76.6	0.0
5220003	BT3	B01	4220.0	206.7	6.0	0.0	0.0	28.0	0.0	22.9	42.1	0.0
5220004	BT3	B01	1396.6	107.7	17.0	0.0	0.0	13.0	0.0	11.0	72.3	0.0
5220005	BT4	B01	637.7	74.0	14.0	0.0	0.0	72.0	0.0	11.7	6.0	0.0
5220006	BT4	B01	256.7	47.2	8.0	0.0	0.0	80.3	0.0	0.0	4.8	0.0
5220012	BT8	B01	1668.5	56.2	19.0	0.0	0.0	8.5	0.0	44.2	43.0	0.0
5220017	C2	C05	489.8	44.5	243.0	0.0	0.0	5.1	0.0	13.0	81.9	0.0
5220063	BT5	B01	81.3	18.0	8.0	0.0	0.0	74.1	0.0	0.0	0.0	0.0
5220239	BT5	B01	37.4	6.4	40.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0
5220240	BT5	B01	29.6	7.4	34.0	0.0	0.0	63.6	0.0	0.0	0.0	0.0
5220241	BT5	B01	50.5	7.4	62.0	0.0	0.0	47.8	0.0	0.0	7.8	0.0
5220249	BT5	B01	1284.0	108.5	61.0	0.0	0.0	7.5	0.0	53.9	36.4	0.0
5230001	BT5	B01	164.8	24.4	20.0	0.0	0.0	69.0	0.0	0.0	0.0	0.0
5240001	BT2	B01	340.8	39.4	21.0	7.1	0.0	6.4	0.0	1.2	58.0	0.0
5260003	BT2	B01	1100.2	78.3	19.0	0.1	0.0	8.6	0.0	17.7	73.7	0.0
5260015	C1	C08	743.5	55.1	141.0	0.1	0.0	3.1	0.0	5.8	91.0	0.0
5280001	BT2	B01	1612.2	122.1	22.0	0.0	0.0	15.7	0.0	14.2	70.1	0.0
5280019	C5	C08	1339.6	68.8	68.0	0.0	0.0	5.4	0.0	17.1	77.5	0.0
5280020	C1	C08	767.4	47.3	181.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	99.8	0.0
QC1	BT5	B02	129.3	19.4	50.0	0.0	41.3	21.7	0.0	0.0	0.0	0.0
QC2	BT7	B02	15.2	5.6	99.0	0.0	79.7	0.0	0.0	20.3	0.0	0.0
QC3	BT9	B02	644.0	73.6	36.0	0.0	85.7	4.5	0.0	0.0	5.5	0.0
QC4	BT5	B02	3.4	0.3	47.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0

BQMA_ID	Groupe éco-physiographique	Écoregion et région naturelle	GS SILICEOUS	ALLU	EOL	FLUVIO	LACU	MARIN	ROCK	TILL	FARMLAND
1170001	AP1	A03	0.3	1.2	0.0	0.0	0.0	4.3	0.0	94.5	11.8
1170022	AP1	A03	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	99.6	4.6
2250002	AP5	A03	0.0	2.1	0.0	12.3	0.0	0.0	0.0	85.5	2.9
2250005	AP5	A03	0.0	12.6	0.0	23.2	0.0	0.7	0.0	60.8	7.4
2260002	BT9	B02	0.0	13.4	0.0	17.6	0.0	23.7	4.1	41.2	29.3
2260003	BT9	B02	0.0	2.3	0.0	24.0	0.0	12.7	5.6	55.4	18.5
2260004	AP5	A03	0.0	2.9	0.0	30.8	0.0	4.3	0.0	62.0	12.6
2260005	AP5	A03	0.0	0.0	0.0	7.0	0.0	0.0	0.0	93.0	1.3
2260006	AP5	A03	0.0	0.0	0.0	36.5	0.0	0.0	0.0	63.5	15.8
2300001	BT9	B02	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0	73.2	0.0	15.2	62.6
2300002	BT7	B02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	56.1	0.0	43.9	70.4
2300003	BT7	B02	0.0	0.0	0.0	10.4	0.0	89.0	0.0	0.6	59.1
2300004	BT7	B02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	34.0
2300005	BT7	B02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	37.8	0.0	62.2	68.0
2310004	BT9	B02	0.0	0.0	0.0	4.9	0.0	18.5	0.0	76.6	18.3
2330001	BT9	B02	0.4	0.0	0.0	11.4	1.6	11.3	0.5	74.8	24.6
2330010	AP5	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.4
2340004	AP7	A02	4.2	2.3	0.0	0.0	3.1	0.0	0.1	94.6	11.4
2340006	AP1	A02	15.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	99.8	4.1
2340014	AP7	A02	3.0	4.5	0.0	0.1	2.3	0.0	0.0	93.1	17.3
2340033	BT10	B02	2.6	3.9	0.0	5.2	2.0	2.0	0.0	86.6	19.3
2340034	BT9	B02	0.0	0.0	0.0	35.4	0.0	11.3	0.0	50.4	31.5
2340050	BT10	B02	2.6	3.8	0.0	5.1	2.0	2.6	0.0	86.1	19.4
2340051	BT7	B02	0.0	0.0	0.0	80.2	0.0	3.1	0.0	16.7	51.0
2340086	AP5	A02	0.0	0.0	0.0	54.6	0.0	0.0	0.0	45.4	70.6
2340099	BT7	B02	0.0	0.0	0.0	57.6	0.0	0.0	0.0	42.4	62.5
2400004	BT9	B02	8.7	0.4	0.0	7.9	1.3	25.8	0.0	63.8	28.5
2400005	AP5	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	20.4
2400006	AP4	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	22.0
2E90001	AP6	A03	0.0	77.6	0.0	0.0	0.0	20.8	0.0	1.6	45.0
2E90002	AP6	A03	0.0	97.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	48.5
3010007	BT9	B02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	12.8	0.0	87.2	39.2
3010008	BT9	B02	2.9	0.0	0.0	0.0	0.1	31.0	0.0	68.8	43.0
3010009	BT8	B02	5.0	1.0	0.0	0.0	1.8	32.5	0.0	64.7	38.6
3010036	BT10	B02	0.0	1.6	0.0	0.0	2.9	15.1	0.0	80.4	28.9
3010038	BT7	B02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	33.5	0.0	66.5	58.8
3020031	BT2	B01	23.9	9.3	0.0	0.0	0.0	5.2	2.9	82.4	16.1
3020035	AP1	A02	29.3	8.2	0.0	0.0	0.0	0.0	3.5	88.3	12.9
3020037	AP2	A02	69.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	17.7	82.3	3.5
3020040	AP1	A02	7.5	6.1	0.0	0.0	0.0	0.0	3.1	90.9	11.7
3020042	AP3	A02	11.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.8	93.2	6.8
3020073	AP2	A02	71.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	19.8	80.2	3.0
3020081	AP1	A02	24.8	8.5	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	88.2	13.7
3020082	AP1	A02	19.9	15.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	84.8	26.7
3020176	AP2	A02	62.7	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	13.1	85.1	4.9
3020177	AP1	A02	36.0	28.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	71.4	24.9
3020187	AP4	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	12.4	87.6	6.6
3020243	BT3	B01	22.5	9.6	0.0	0.0	0.0	2.7	3.0	84.6	15.2
3030003	BT10	B01	0.6	20.2	0.0	1.9	0.0	10.1	0.0	67.6	41.6
3030023	BT2	B01	17.4	6.9	0.0	4.4	0.0	33.5	3.4	51.8	49.3
3030026	BT2	B01	4.9	0.1	0.0	0.0	0.0	21.1	9.3	69.5	36.9
3030031	BT8	B01	4.9	0.0	0.0	0.0	0.0	7.9	11.7	80.4	22.5
3030038	BT6	B01	0.0	0.0	0.0	67.0	0.0	33.0	0.0	0.0	70.9
3030041	AP4	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	22.5	77.5	12.9
3030094	AP4	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.3	83.7	11.4
3030096	BT6	B01	0.4	0.5	0.0	0.0	0.0	47.9	11.0	40.6	68.8
3030108	BT8	B01	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	6.1	0.0	93.9	23.7
3030123	BT2	B01	6.5	8.2	0.0	4.2	0.0	23.0	4.0	60.5	45.3
3030199	AP3	A02	10.9	0.0	0.0	0.0	0.0	3.9	18.2	77.9	19.8
3040007	BT5	B01	38.9	0.0	0.0	0.0	0.0	92.9	7.0	0.1	77.2
3040009	BT2	B01	25.6	4.6	0.0	0.0	1.8	49.7	7.8	34.5	10.1
3040010	BT2	B01	23.7	2.5	0.0	0.0	2.4	27.5	11.0	56.4	5.7
3040012	BT2	B01	24.0	0.0	0.0	0.0	3.7	16.4	16.9	63.0	3.3
3040013	BT5	B01	42.5	31.4	0.0	0.0	0.0	35.7	0.0	18.9	70.7

BQMA_ID	Groupe éco-physiographique	Écoregion et région naturelle	GS SILICEOUS	ALLU	EOL	FLUVIO	LACU	MARIN	ROCK	TILL	FARMLAND	FOREST
3040015	BT8	B01	3.2	0.0	0.0	0.0	0.0	19.2	1.9	78.8	43.9	54.5
3040017	BT2	B01	24.0	5.4	0.0	0.0	1.6	42.6	8.9	39.8	8.9	84.1
3090001	BT4	B01	82.0	6.3	0.0	0.0	0.4	31.1	8.7	42.6	33.9	62.5
3090002	BT4	B01	97.9	2.0	0.0	0.0	0.0	13.1	10.9	51.5	37.9	59.9
3090003	BT4	B01	62.9	0.0	0.0	0.0	1.0	49.5	0.3	49.1	11.5	84.1
3090005	BT4	B01	27.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	1.3	96.2
3090009	BT4	B01	73.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	2.7	96.9
3090046	BT5	B01	99.9	6.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	37.5	50.2	48.9
3090047	BT5	B01	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	5.9	88.0
3110003	BT5	B01	100.0	0.0	0.0	0.0	58.6	36.8	0.0	4.1	84.6	13.6
4010002	BT4	B01	10.3	4.3	0.0	2.1	0.0	9.1	0.0	84.6	5.2	87.1
4010008	BT3	B01	1.8	6.8	0.0	3.4	0.0	3.3	0.0	86.5	3.2	90.1
4010010	C4	C05	0.0	8.5	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	87.4	0.9	95.6
4020001	C4	C04	0.0	3.3	0.9	6.5	0.0	0.0	0.0	89.4	3.2	95.8
4020103	C4	C04	0.0	6.4	2.2	1.1	0.0	0.0	0.0	90.4	2.5	96.6
4040001	BT1	B03	0.1	12.0	1.3	2.7	3.7	1.4	0.0	79.0	1.3	95.3
4040039	C1	C04	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	99.9	0.3	92.4
4060001	C4	C04	0.0	0.0	3.5	0.4	3.0	0.0	0.0	93.0	3.5	94.3
4060004	C4	C04	0.0	2.7	1.9	0.2	4.5	0.0	0.0	90.7	3.6	92.7
4080003	BT1	B03	0.0	3.9	0.7	2.0	1.2	0.0	0.0	89.7	2.5	93.3
4080223	C4	C04	0.0	1.0	0.0	2.5	0.4	0.0	0.0	92.6	2.6	93.1
4640003	BT5	B01	28.3	0.0	0.0	0.0	0.0	99.6	0.0	0.4	52.7	38.0
5010007	BT1	B02	0.0	2.1	0.3	5.5	0.0	0.1	19.6	72.4	2.0	90.8
5010012	BT1	B02	0.0	13.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	87.0	2.3	86.3
5010014	BT1	B02	0.0	1.8	0.1	5.5	0.0	0.1	19.9	72.5	1.9	91.0
5010386	C3	C08	0.0	0.4	0.0	7.6	0.0	0.0	19.7	72.3	1.0	90.6
5030001	BT1	B02	0.0	5.1	0.0	0.0	4.8	1.2	22.0	66.6	5.1	89.0
5030113	C1	C08	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	1.7	89.1
5030114	BT1	B02	0.0	10.9	0.0	0.0	29.7	6.8	0.0	52.7	19.5	73.3
5040006	BT1	B02	0.0	11.0	0.0	0.0	16.3	0.0	0.0	72.8	16.9	77.3
5040007	BT3	B02	0.0	14.0	0.0	0.0	1.7	1.8	15.7	66.7	8.4	87.6
5040113	BT3	B02	0.0	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	33.8	63.0	1.0	94.9
5040116	BT3	B02	0.0	7.3	0.0	0.0	0.0	0.0	26.5	66.2	2.0	94.5
5040139	C2	C10	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	96.4
5080004	C3	C10	0.0	0.0	0.0	6.9	0.0	0.0	17.5	75.6	0.0	96.0
5080006	BT3	B02	0.0	10.8	0.0	4.8	0.0	1.0	13.9	69.0	3.6	91.4
5090002	BT3	B02	0.0	17.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.8	76.1	7.5	75.8
5090003	C2	C10	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	9.9	89.4	3.2	88.1
5090016	C2	C10	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	18.7	81.3	2.1	92.1
5220001	BT8	B01	3.1	0.0	4.3	0.0	0.0	7.0	0.0	88.8	5.3	81.4
5220003	BT3	B01	7.0	0.0	4.1	2.4	0.0	22.0	0.0	71.4	17.3	71.9
5220004	BT3	B01	3.7	0.0	4.7	0.0	0.0	11.5	0.0	83.8	8.6	78.2
5220005	BT4	B01	10.3	0.0	0.0	0.0	0.0	41.0	0.0	59.0	25.7	61.4
5220006	BT4	B01	14.9	0.0	0.0	13.4	0.0	60.5	0.0	26.1	45.7	40.1
5220012	BT8	B01	4.3	0.0	0.0	4.1	0.0	12.0	0.0	84.0	10.3	81.5
5220017	C2	C05	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	92.7
5220063	BT5	B01	25.9	0.0	93.5	0.0	0.0	6.5	0.0	0.0	52.0	46.6
5220239	BT5	B01	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	83.5	15.0
5220240	BT5	B01	36.4	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	79.4	12.0
5220241	BT5	B01	44.4	0.0	0.0	21.7	0.0	78.3	0.0	0.0	52.1	43.3
5220249	BT5	B01	2.2	0.0	0.0	3.4	0.0	2.4	0.0	94.2	2.8	88.9
5230001	BT5	B01	31.0	2.5	29.4	0.0	0.0	68.1	0.0	0.0	71.1	26.3
5240001	BT2	B01	27.2	2.2	5.5	0.0	11.2	41.8	0.0	39.4	48.7	47.5
5260003	BT2	B01	0.0	2.4	0.0	0.0	11.2	4.2	0.0	82.1	10.2	75.9
5260015	C1	C08	0.0	0.0	0.0	0.0	6.2	0.0	0.0	93.8	2.9	78.6
5280001	BT2	B01	0.0	5.4	0.0	0.0	3.1	10.1	0.0	81.4	11.3	78.8
5280019	C5	C08	0.0	3.1	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	95.6	1.1	87.6
5280020	C1	C08	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	89.1
QC1	BT5	B02	37.0	0.0	0.0	0.0	0.0	20.7	0.0	50.9	11.3	83.8
QC2	BT7	B02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.9	0.0	92.1	34.0	65.9
QC3	BT9	B02	4.3	0.0	0.0	15.5	0.0	38.8	0.0	35.6	18.9	69.8
QC4	BT5	B02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	42.4	0.0	57.6	31.9	66.6

BQMA_I D	Groupe éco- physiographi- que	Écoregion et région naturelle	URBAN	WATER	WETLAND	POP	CROP	CORN	SOYA	CEREAL	FALLOW
1170001	AP1	A03	0.3	0.8	0.0	14212.0	4.3	0.0	0.0	1.4	0.0
1170022	AP1	A03	0.0	0.0	0.0	1194.9	2.0	0.0	0.0	0.6	0.1
2250002	AP5	A03	2.3	0.4	0.2	1755.7	2.3	0.0	0.0	0.6	0.0
2250005	AP5	A03	3.1	0.9	0.9	13575.2	6.3	0.1	0.0	1.5	0.0
2260002	BT9	B02	5.4	0.3	0.2	5471.1	25.3	0.2	0.0	6.6	0.0
2260003	BT9	B02	3.2	0.4	0.2	2897.1	16.0	0.1	0.0	3.9	0.0
2260004	AP5	A03	3.0	0.2	0.2	1695.2	9.0	0.0	0.0	1.9	0.0
2260005	AP5	A03	5.0	0.5	0.4	241.1	1.6	0.0	0.0	0.3	0.0
2260006	AP5	A03	2.6	0.0	0.1	313.8	12.4	0.0	0.0	2.5	0.0
2300001	BT9	B02	0.8	0.3	2.5	4764.9	58.9	10.9	1.1	14.9	0.0
2300002	BT7	B02	0.6	0.0	0.3	1320.4	69.6	12.8	1.9	17.3	0.0
2300003	BT7	B02	0.8	0.0	0.1	1253.1	55.9	16.7	1.8	11.7	0.0
2300004	BT7	B02	0.8	0.0	2.0	375.9	30.6	4.2	0.0	10.5	0.0
2300005	BT7	B02	1.0	0.0	0.6	532.9	71.8	13.9	1.7	18.0	0.0
2310004	BT9	B02	3.8	0.4	0.3	20004.1	14.5	1.2	0.1	3.5	0.0
2330001	BT9	B02	1.9	0.7	0.8	44798.5	21.1	4.2	0.6	3.5	0.0
2330010	AP5	A02	1.0	0.2	0.3	385.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2340004	AP7	A02	1.7	1.3	0.3	66293.4	5.4	0.1	0.0	0.8	0.0
2340006	AP1	A02	0.8	3.3	0.3	11215.3	2.1	0.0	0.0	0.3	0.0
2340014	AP7	A02	1.8	1.1	0.3	112117.2	10.0	0.5	0.0	1.4	0.0
2340033	BT10	B02	1.9	1.0	0.7	144825.1	12.2	1.4	0.1	1.6	0.0
2340034	BT9	B02	1.7	0.1	3.5	15654.0	26.3	6.3	0.4	2.8	0.0
2340050	BT10	B02	2.0	1.0	0.7	161219.9	12.3	1.4	0.0	1.6	0.0
2340051	BT7	B02	0.5	0.1	2.6	2045.6	51.6	18.7	1.0	5.0	0.0
2340086	AP5	A02	1.7	0.0	0.0	530.0	76.5	29.5	0.8	4.3	0.0
2340099	BT7	B02	0.4	0.0	0.0	924.7	67.0	24.4	0.7	5.6	0.0
2400004	BT9	B02	2.6	0.8	1.3	58597.6	19.5	3.2	1.0	2.4	0.0
2400005	AP5	A02	19.2	0.6	0.5	23685.8	8.5	0.1	0.0	0.8	0.0
2400006	AP4	A02	6.9	2.0	0.3	27278.2	10.6	0.1	0.0	0.4	0.0
2E90001	AP6	A03	8.2	0.0	4.8	812.3	51.2	0.7	0.0	14.2	0.0
2E90002	AP6	A03	4.6	0.0	7.0	531.6	52.7	0.7	0.0	14.9	0.0
3010007	BT9	B02	2.1	0.6	0.1	29018.0	30.4	7.4	1.3	3.5	0.0
3010008	BT9	B02	1.7	0.4	0.8	61893.6	33.3	8.9	2.2	4.3	0.0
3010009	BT8	B02	1.9	0.3	0.7	28593.2	29.6	8.5	2.6	4.0	0.0
3010036	BT10	B02	2.3	0.3	0.2	18005.9	20.5	3.3	0.4	3.2	0.0
3010038	BT7	B02	2.1	0.0	0.0	3705.6	51.4	15.2	2.7	7.6	0.1
3020031	BT2	B01	1.8	3.0	0.2	325532.7	10.7	2.0	0.4	1.3	0.0
3020035	AP1	A02	1.6	3.1	0.2	216760.4	8.4	1.0	0.2	1.1	0.0
3020037	AP2	A02	1.0	4.8	0.1	25835.2	1.3	0.1	0.0	0.0	0.0
3020040	AP1	A02	1.0	2.9	0.3	40387.9	6.6	0.4	0.0	0.8	0.0
3020042	AP3	A02	0.4	0.6	0.3	3530.0	3.2	0.0	0.0	0.5	0.0
3020073	AP2	A02	0.6	5.0	0.1	11122.1	1.1	0.1	0.0	0.0	0.0
3020081	AP1	A02	1.6	3.1	0.2	251083.0	8.9	1.0	0.2	1.1	0.0
3020082	AP1	A02	1.1	1.5	0.1	31323.1	20.3	3.7	0.9	2.8	0.0
3020176	AP2	A02	2.2	5.0	0.1	85765.9	1.6	0.1	0.0	0.1	0.0
3020177	AP1	A02	1.0	0.9	0.0	9079.6	25.4	5.5	1.6	3.9	0.0
3020187	AP4	A02	1.2	2.5	0.3	801.1	6.2	0.0	0.0	0.2	0.0
3020243	BT3	B01	1.8	3.0	0.2	308636.9	9.9	1.5	0.3	1.2	0.0
3030003	BT10	B01	1.5	0.2	0.1	44695.2	35.6	15.0	2.9	2.1	0.0
3030023	BT2	B01	2.2	0.8	0.2	227522.1	42.8	21.6	4.7	3.0	0.0
3030026	BT2	B01	2.5	1.5	0.2	105088.1	28.4	13.1	2.2	1.6	0.0
3030031	BT8	B01	1.7	0.3	0.1	19449.4	14.6	4.7	0.4	0.9	0.0
3030038	BT6	B01	1.9	0.1	0.1	2329.3	75.1	46.9	8.3	5.6	0.0
3030041	AP4	A02	0.2	0.1	0.0	2621.2	7.8	2.1	0.0	0.3	0.0
3030094	AP4	A02	1.5	7.7	0.1	2419.6	8.4	0.7	0.0	0.1	0.0
3030096	BT6	B01	1.5	0.0	0.3	5475.7	56.1	30.4	5.1	3.4	0.1
3030108	BT8	B01	5.7	2.5	0.1	50772.9	16.9	5.4	0.9	0.4	0.0
3030123	BT2	B01	2.5	0.8	0.1	212182.8	38.2	18.4	3.7	2.5	0.0
3030199	AP3	A02	1.6	3.6	0.1	14540.3	11.4	2.2	0.2	0.4	0.0
3040007	BT5	B01	3.2	0.1	0.4	22813.9	62.0	31.2	10.7	3.6	0.0
3040009	BT2	B01	1.3	5.6	0.1	347119.1	7.2	3.9	1.2	0.4	0.0
3040010	BT2	B01	1.0	5.9	0.1	99089.2	3.7	2.2	0.4	0.2	0.0
3040012	BT2	B01	0.9	6.0	0.0	24701.4	1.7	0.9	0.1	0.1	0.0
3040013	BT5	B01	1.5	0.0	0.2	37916.0	60.5	31.6	15.6	2.2	0.0

BQMA ID	Groupe éco-physiographique	Écoregion et région naturelle	URBAN	WATER	WETLAND	POP	CROP	CORN	SOYA	CEREAL	FALLOW
3040013	BT8	B01	0.7	0.6	0.2	12122.0	30.7	16.5	1.9	1.8	0.0
3040017	BT2	B01	1.3	5.7	0.1	322686.8	6.1	3.4	1.0	0.3	0.0
3090001	BT4	B01	0.4	0.5	0.1	32648.6	25.6	10.1	3.8	1.7	0.0
3090002	BT4	B01	0.5	0.0	0.2	8626.6	26.2	8.6	2.8	1.2	0.1
3090003	BT4	B01	0.2	1.0	0.0	5212.1	9.2	4.0	1.5	0.7	0.0
3090005	BT4	B01	0.0	2.3	0.0	77.3	0.7	0.2	0.1	0.1	0.0
3090009	BT4	B01	0.1	0.0	0.0	65.2	2.0	0.8	0.3	0.1	0.0
3090046	BT5	B01	0.4	0.0	0.3	3069.4	36.2	8.6	4.3	1.4	0.1
3090047	BT5	B01	0.5	0.0	0.0	51.0	0.3	0.1	0.0	0.0	0.0
3110003	BT5	B01	1.5	0.1	0.1	2905.3	69.3	44.4	7.8	3.0	0.0
4010002	BT4	B01	3.5	1.1	0.0	138830.2	4.2	1.1	0.4	0.4	0.0
4010008	BT3	B01	3.9	1.0	0.0	106553.2	1.7	0.4	0.2	0.2	0.0
4010010	C4	C05	1.6	0.8	0.0	38907.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
4020001	C4	C04	0.0	1.0	0.0	30015.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
4020103	C4	C04	0.0	0.9	0.0	10434.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
4040001	BT1	B03	0.0	3.4	0.0	12624.0	2.1	0.1	0.0	0.3	0.0
4040039	C1	C04	0.0	7.2	0.0	2441.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
4060001	C4	C04	0.0	2.3	0.0	7097.5	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
4060004	C4	C04	0.0	3.7	0.0	28873.1	0.4	0.0	0.0	0.1	0.0
4080003	BT1	B03	0.2	4.0	0.0	41607.7	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
4080223	C4	C04	0.0	4.3	0.0	5395.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
4640003	BT5	B01	8.8	0.0	0.4	125107.5	32.4	8.5	4.7	3.6	0.2
5010007	BT1	B02	0.1	6.6	0.1	95245.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
5010012	BT1	B02	1.0	7.4	0.6	13419.8	0.8	0.1	0.0	0.0	0.0
5010014	BT1	B02	0.0	6.6	0.0	51355.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
5010386	C3	C08	0.0	8.4	0.0	4741.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
5030001	BT1	B02	0.4	3.9	0.4	15285.7	3.4	0.4	0.3	1.1	0.0
5030113	C1	C08	0.2	8.2	0.4	731.2	1.1	0.1	0.1	0.3	0.0
5030114	BT1	B02	1.4	3.6	2.0	8609.6	16.9	2.0	1.0	5.5	0.0
5040006	BT1	B02	0.7	4.5	0.4	1710.0	15.8	0.7	0.8	5.2	0.0
5040007	BT3	B02	0.8	2.9	0.3	18254.6	8.7	1.3	0.7	2.4	0.0
5040113	BT3	B02	0.9	3.1	0.1	3927.4	0.6	0.1	0.0	0.2	0.0
5040116	BT3	B02	0.8	2.6	0.1	8276.4	0.9	0.1	0.0	0.2	0.0
5040139	C2	C10	0.2	3.3	0.1	973.6	55.7	8.1	5.8	16.3	0.0
5080004	C3	C10	0.8	3.2	0.0	1959.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
5080006	BT3	B02	1.4	3.2	0.3	30526.4	2.2	0.3	0.1	0.5	0.0
5090002	BT3	B02	14.9	1.3	0.4	297146.6	2.7	0.0	0.0	0.1	0.0
5090003	C2	C10	6.2	1.8	0.6	87106.5	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
5090016	C2	C10	3.0	2.5	0.2	7400.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
5220001	BT8	B01	3.2	1.8	0.1	22120.4	2.9	0.9	0.2	0.4	0.0
5220003	BT3	B01	3.1	1.9	0.1	181084.3	13.1	5.5	1.3	1.4	0.0
5220004	BT3	B01	3.7	1.7	0.1	44922.4	4.7	1.6	0.3	0.7	0.0
5220005	BT4	B01	4.0	1.3	0.1	51992.4	21.5	8.8	2.1	2.5	0.0
5220006	BT4	B01	3.3	0.2	0.1	13176.0	39.5	20.1	5.3	3.9	0.0
5220012	BT8	B01	2.0	2.7	0.1	31142.5	7.2	3.0	0.4	0.8	0.0
5220017	C2	C05	0.7	0.8	0.0	429.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
5220063	BT5	B01	1.0	0.1	0.3	7515.4	34.7	10.8	2.7	2.3	0.0
5220239	BT5	B01	1.5	0.0	0.0	1915.5	80.4	40.4	11.4	5.6	0.1
5220240	BT5	B01	8.0	0.3	0.3	7152.9	43.5	16.7	3.0	7.8	0.7
5220241	BT5	B01	1.7	0.0	0.0	2357.4	47.5	22.2	6.9	4.5	0.0
5220249	BT5	B01	2.0	3.1	0.0	14639.0	1.6	0.8	0.1	0.1	0.0
5230001	BT5	B01	2.2	0.0	0.4	12832.6	55.8	19.2	5.0	7.3	0.0
5240001	BT2	B01	2.0	0.2	0.4	11484.4	36.6	15.3	4.6	5.6	0.0
5260003	BT2	B01	2.1	4.2	0.1	11447.7	7.2	2.1	0.9	1.0	0.0
5260015	C1	C08	2.6	5.3	0.1	6143.9	1.5	0.2	0.0	0.1	0.0
5280001	BT2	B01	1.0	6.1	0.5	13823.0	9.2	3.0	1.1	1.6	0.0
5280019	C5	C08	0.7	7.3	0.6	3941.9	0.6	0.1	0.0	0.2	0.0
5280020	C1	C08	0.3	7.8	0.8	1160.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
QC1	BT5	B02	0.8	0.1	3.9	827.8	7.9	1.1	0.1	1.4	0.0
QC2	BT7	B02	0.1	0.0	0.0	415.6	23.1	5.2	0.8	4.4	0.3
QC3	BT9	B02	3.4	0.2	5.5	8884.3	15.3	2.0	0.3	2.5	0.0
QC4	BT5	B02	1.3	0.0	0.1	44.2	30.8	6.2	3.3	8.0	0.0

BQMA_I D	Groupe éco- physiograph ique	Écoregion et région naturelle	PASTURE	FODDER	FRUITS	FERTIL	MANURE	HERBIC	ANIMAL	BEEF	HOG
1170001	AP1	A03	0.8	2.8	0.0	1.4	1.6	0.8	7469.4	7390.1	0.0
1170022	AP1	A03	0.7	1.4	0.0	0.8	0.7	0.2	424.9	424.6	0.0
2250002	AP5	A03	0.3	1.6	0.0	0.8	1.1	0.6	1129.4	984.4	144.7
2250005	AP5	A03	1.1	4.3	0.0	2.3	3.4	1.6	5210.3	4931.3	156.5
2260002	BT9	B02	3.3	17.4	0.0	7.3	12.4	5.4	7185.8	7041.0	144.0
2260003	BT9	B02	2.5	11.2	0.0	4.6	7.6	2.9	3215.7	3215.7	0.0
2260004	AP5	A03	1.6	6.7	0.0	2.7	3.8	1.3	1390.4	1390.4	0.0
2260005	AP5	A03	0.3	1.2	0.0	0.6	0.6	0.2	59.3	59.3	0.0
2260006	AP5	A03	2.4	9.2	0.0	4.3	4.7	1.4	388.2	388.2	0.0
2300001	BT9	B02	5.9	29.6	0.2	23.3	42.5	22.7	25773.8	11571.5	12829.7
2300002	BT7	B02	6.3	36.1	0.1	28.0	54.4	27.9	10840.7	4239.5	5773.0
2300003	BT7	B02	5.2	23.4	0.1	25.4	44.0	26.2	6068.7	1640.5	4424.7
2300004	BT7	B02	4.1	14.9	0.1	11.3	17.6	11.5	974.6	687.4	252.4
2300005	BT7	B02	5.3	36.9	0.0	29.2	57.3	29.8	4882.0	1834.5	2866.5
2310004	BT9	B02	2.8	8.6	0.0	4.7	8.8	3.7	36507.5	19282.0	15041.8
2330001	BT9	B02	3.8	11.7	0.0	7.0	17.7	6.7	85745.7	32327.9	46462.8
2330010	AP5	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.8	3.0	3.8
2340004	AP7	A02	2.3	4.1	0.0	2.0	2.8	0.6	24126.8	22127.8	1987.5
2340006	AP1	A02	1.0	1.7	0.0	0.7	1.3	0.3	2041.3	2041.3	0.0
2340014	AP7	A02	4.0	7.5	0.0	3.2	7.1	1.3	127924.5	69133.4	52701.7
2340033	BT10	B02	4.2	8.6	0.0	3.6	9.5	2.3	234575.4	102628.2	120518.8
2340034	BT9	B02	6.4	16.1	0.0	6.4	24.7	7.7	80246.8	25592.7	51511.0
2340050	BT10	B02	4.2	8.6	0.0	3.7	9.5	2.3	235070.7	103114.4	120518.8
2340051	BT7	B02	7.2	26.0	0.0	9.9	52.6	20.2	33510.4	8233.1	23107.6
2340086	AP5	A02	9.1	41.2	0.0	11.4	82.4	32.9	12731.6	3739.1	7992.5
2340099	BT7	B02	9.3	34.9	0.0	11.6	71.4	27.9	19405.4	5320.2	12682.8
2400004	BT9	B02	6.0	11.7	0.2	10.7	11.3	6.0	90344.3	57622.5	28693.7
2400005	AP5	A02	5.7	7.3	0.0	4.5	5.9	0.8	2796.7	2582.7	159.3
2400006	AP4	A02	6.9	9.6	0.0	5.5	6.9	0.7	11648.3	10234.4	1334.3
2E90001	AP6	A03	6.7	35.8	0.0	16.0	24.8	11.1	2768.2	2554.8	185.7
2E90002	AP6	A03	7.3	36.7	0.0	17.7	25.6	12.0	1931.9	1728.9	185.7
3010007	BT9	B02	7.1	17.6	0.1	19.6	18.7	9.6	35590.5	29471.9	3193.2
3010008	BT9	B02	6.6	16.7	0.0	21.6	19.3	13.5	82268.8	65212.5	11507.2
3010009	BT8	B02	6.9	12.8	0.1	18.7	16.1	13.1	66545.2	45023.9	21080.3
3010036	BT10	B02	7.9	12.7	0.0	11.0	13.5	5.3	29122.8	23650.8	5167.6
3010038	BT7	B02	8.0	25.1	0.3	34.3	30.4	18.6	10364.7	8951.3	1176.1
3020031	BT2	B01	4.1	6.4	0.0	5.9	7.0	3.4	195514.6	130927.4	47293.7
3020035	AP1	A02	3.8	5.6	0.0	4.7	5.9	2.3	120790.7	89488.2	29256.5
3020037	AP2	A02	0.8	1.0	0.0	0.5	0.6	0.2	2838.3	2770.7	31.4
3020040	AP1	A02	3.3	4.9	0.0	3.3	4.6	1.4	48351.5	37516.7	9499.4
3020042	AP3	A02	1.7	2.4	0.0	1.7	2.1	0.8	4258.4	4085.0	171.7
3020073	AP2	A02	0.7	0.9	0.0	0.5	0.5	0.2	2457.4	2399.4	31.4
3020081	AP1	A02	4.0	6.1	0.0	4.7	6.3	2.2	138401.4	106508.3	29562.1
3020082	AP1	A02	7.8	12.0	0.1	13.1	14.8	6.9	66274.0	45882.9	19725.6
3020176	AP2	A02	1.1	1.2	0.0	0.6	0.7	0.2	3967.4	3892.1	31.4
3020177	AP1	A02	7.1	13.4	0.1	16.4	17.9	9.2	23789.9	16270.7	7386.5
3020187	AP4	A02	3.9	4.0	0.1	1.5	2.7	0.8	189.1	187.9	0.0
3020243	BT3	B01	4.1	6.4	0.0	5.3	6.8	2.7	187596.9	124830.4	45473.1
3030003	BT10	B01	7.6	13.6	0.2	22.4	23.4	17.6	139787.0	53082.9	78807.8
3030023	BT2	B01	5.6	9.9	0.4	31.2	19.3	28.6	397272.6	139079.9	219340.8
3030026	BT2	B01	6.3	8.7	1.0	18.9	14.9	16.9	112284.1	38979.5	60604.6
3030031	BT8	B01	7.2	7.4	0.6	7.0	7.5	5.4	9275.1	5454.5	3390.2
3030038	BT6	B01	3.5	12.4	0.0	60.3	40.1	54.6	20604.1	7856.8	11408.2
3030041	AP4	A02	2.7	4.9	0.0	3.7	4.7	2.5	1028.1	1001.4	0.0
3030094	AP4	A02	6.0	7.1	0.0	4.1	5.5	1.1	1747.1	1728.9	5.6
3030096	BT6	B01	3.7	9.5	3.2	43.5	29.6	42.7	27918.4	5583.3	18307.6
3030108	BT8	B01	7.2	9.5	0.1	7.5	14.8	4.9	17056.3	6800.4	8599.3
3030123	BT2	B01	6.2	10.4	0.5	26.8	19.9	23.8	330630.6	115875.9	185476.2
3030199	AP3	A02	7.3	7.9	0.0	5.7	7.7	2.5	7070.5	5050.1	1939.7
3040007	BT5	B01	2.0	6.8	2.0	48.5	11.4	51.0	16781.9	9639.9	5435.4
3040009	BT2	B01	0.5	1.1	0.1	5.3	1.3	5.4	114733.3	74013.1	35534.4
3040010	BT2	B01	0.3	0.7	0.0	2.7	0.9	2.6	78026.0	47195.5	28111.4
3040012	BT2	B01	0.3	0.5	0.0	1.2	0.5	1.0	40952.7	25439.0	13077.8
3040013	BT5	B01	2.4	5.1	0.3	44.2	4.5	49.8	5541.9	5490.1	39.4

BQMA_ID	Groupe éco-physiographique	Écoregion et région naturelle	PASTURE	FODDER	FRUITS	FERTIL	MANURE	HERBIC	ANIMAL	BEEF	HOG
3040013	BT8	B01	4.6	8.6	0.7	20.9	11.5	18.5	26190.4	15097.9	9096.3
3040017	BT2	B01	0.4	1.0	0.1	4.5	1.2	4.6	106162.0	66190.3	35532.2
3090001	BT4	B01	3.6	5.3	0.5	17.8	3.9	17.4	34457.1	33780.7	423.1
3090002	BT4	B01	4.6	6.0	1.1	17.9	3.6	16.5	10297.8	9888.5	319.1
3090003	BT4	B01	2.3	2.9	0.0	5.7	1.8	5.4	6939.4	6821.3	0.0
3090005	BT4	B01	0.3	0.3	0.0	0.4	0.2	0.3	285.1	276.0	0.0
3090009	BT4	B01	0.5	0.7	0.0	1.2	0.4	1.1	251.1	243.1	0.0
3090046	BT5	B01	4.4	6.5	0.7	25.5	2.3	23.5	2389.1	2027.8	319.1
3090047	BT5	B01	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	47.1	47.1	0.0
3110003	BT5	B01	2.9	8.4	0.0	53.0	8.5	56.0	4469.2	4466.7	0.0
4010002	BT4	B01	1.0	1.9	0.0	2.3	1.3	2.0	7412.5	6400.8	923.3
4010008	BT3	B01	0.4	0.7	0.0	1.0	0.3	0.9	1778.4	1586.3	128.8
4010010	C4	C05	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
4020001	C4	C04	0.1	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	616.0	579.7	0.0
4020103	C4	C04	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
4040001	BT1	B03	1.2	1.4	0.0	0.9	0.8	0.5	4282.9	4073.4	0.0
4040039	C1	C04	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.7	8.7	0.0
4060001	C4	C04	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	858.3	837.4	0.0
4060004	C4	C04	0.2	0.3	0.0	0.1	0.1	0.0	3712.9	3609.4	0.0
4080003	BT1	B03	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	4278.8	4278.8	0.0
4080223	C4	C04	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
4640003	BT5	B01	2.5	7.5	0.4	21.4	6.2	19.7	7953.2	5030.0	2296.5
5010007	BT1	B02	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	6398.1	3529.4	1002.4
5010012	BT1	B02	0.2	0.6	0.0	0.2	0.4	0.1	659.8	408.8	79.3
5010014	BT1	B02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2301.7	1903.3	124.7
5010386	C3	C08	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	901.6	901.6	0.0
5030001	BT1	B02	0.5	1.5	0.0	1.4	1.4	1.3	13697.0	13509.0	184.7
5030113	C1	C08	0.2	0.5	0.0	0.4	0.4	0.3	68.5	68.5	0.0
5030114	BT1	B02	2.5	7.9	0.0	6.4	6.9	6.4	7694.1	7690.8	0.0
5040006	BT1	B02	2.2	6.0	0.0	10.0	8.9	9.3	1713.2	1713.2	0.0
5040007	BT3	B02	1.3	3.7	0.0	4.7	3.9	3.9	19691.2	19499.8	184.7
5040113	BT3	B02	0.1	0.3	0.0	0.4	0.2	0.3	352.8	350.3	0.0
5040116	BT3	B02	0.1	0.4	0.0	0.6	0.2	0.4	1011.9	1005.3	0.0
5040139	C2	C10	9.7	23.7	0.0	25.4	22.1	20.7	6002.9	5818.2	184.7
5080004	C3	C10	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
5080006	BT3	B02	0.1	0.9	0.0	1.4	0.7	1.0	4430.4	4429.9	0.0
5090002	BT3	B02	0.8	1.2	0.0	1.1	1.3	0.6	1140.9	1138.5	0.0
5090003	C2	C10	0.1	0.2	0.0	0.1	0.2	0.1	124.1	123.8	0.0
5090016	C2	C10	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
5220001	BT8	B01	0.5	0.9	0.0	1.2	1.6	1.4	10546.8	2390.4	941.3
5220003	BT3	B01	0.9	2.7	0.0	9.3	4.2	8.9	73040.1	22699.5	35082.1
5220004	BT3	B01	0.5	1.2	0.0	2.5	2.2	2.7	13990.4	4116.4	1787.9
5220005	BT4	B01	1.3	3.4	0.0	16.8	6.4	15.9	19725.8	3912.3	12490.4
5220006	BT4	B01	1.5	6.5	0.0	26.8	12.9	26.9	18340.4	4006.3	12075.4
5220012	BT8	B01	0.7	2.1	0.0	4.8	2.8	4.3	12592.3	5936.3	5323.9
5220017	C2	C05	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
5220063	BT5	B01	2.6	4.8	0.5	26.6	9.1	23.8	1019.3	900.5	88.7
5220239	BT5	B01	3.2	14.8	0.2	66.8	15.4	61.5	2481.0	792.1	1688.9
5220240	BT5	B01	0.8	8.9	0.0	29.4	14.3	30.8	1696.7	876.6	380.4
5220241	BT5	B01	1.4	8.2	0.0	34.7	12.3	32.9	2886.6	1050.8	1835.8
5220249	BT5	B01	0.1	0.3	0.0	1.3	0.4	1.1	1672.2	591.7	1080.5
5230001	BT5	B01	2.9	5.1	0.1	42.8	17.0	42.8	7240.1	3075.8	3222.9
5240001	BT2	B01	4.1	10.4	0.0	21.7	14.0	24.1	33522.8	6769.5	4149.9
5260003	BT2	B01	1.1	2.8	0.0	3.0	2.2	3.2	13032.9	4563.0	6063.7
5260015	C1	C08	0.4	1.0	0.0	0.3	0.8	0.3	2521.5	905.0	308.5
5280001	BT2	B01	1.3	2.8	0.0	5.0	3.1	5.0	26834.3	9010.5	13560.1
5280019	C5	C08	0.2	0.3	0.0	0.1	0.4	0.2	2002.4	559.7	1442.6
5280020	C1	C08	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
QC1	BT5	B02	2.4	4.1	0.5	5.8	4.2	3.3	843.7	785.9	23.4
QC3	BT7	B02	2.8	12.4	0.0	12.7	14.1	9.6	433.2	420.9	0.0
QC5	BT9	B02	3.6	9.9	0.0	5.1	11.2	3.5	22270.3	10919.8	11349.6
QC4	BT5	B02	3.8	13.2	0.0	17.3	15.2	14.0	102.3	60.4	41.9

BQMA_ID	Groupe éco-physiographique	Écoregion et région naturelle	POULTRY	SHEEP	EMBANK	WIDTH
1170001	AP1	A03	0.3	78.8	2.0	4.0
1170022	AP1	A03	0.3	0.0	4.0	3.0
2250002	AP5	A03	0.3	0.0	3.0	3.0
2250005	AP5	A03	0.4	122.1	3.0	4.0
2260002	BT9	B02	0.7	0.0	1.0	3.0
2260003	BT9	B02	0.0	0.0	2.0	2.0
2260004	AP5	A03	0.0	0.0	2.0	2.0
2260005	AP5	A03	0.0	0.0	3.0	3.0
2260006	AP5	A03	0.0	0.0	2.0	3.0
2300001	BT9	B02	1372.6	0.0	3.0	3.0
2300002	BT7	B02	828.2	0.0	2.0	2.0
2300003	BT7	B02	3.6	0.0	2.0	2.0
2300004	BT7	B02	34.9	0.0	3.0	2.0
2300005	BT7	B02	181.0	0.0	2.0	2.0
2310004	BT9	B02	2183.8	0.0	2.0	4.0
2330001	BT9	B02	6917.4	37.6	4.0	4.0
2330010	AP5	A02	0.0	0.0	2.0	3.0
2340004	AP7	A02	11.4	0.0	2.0	4.0
2340006	AP1	A02	0.0	0.0	2.0	4.0
2340014	AP7	A02	6050.0	39.3	2.0	4.0
2340033	BT10	B02	11308.7	119.7	4.0	4.0
2340034	BT9	B02	3108.8	34.3	3.0	4.0
2340050	BT10	B02	11308.7	128.8	4.0	4.0
2340051	BT7	B02	2167.2	2.6	2.0	2.0
2340086	AP5	A02	1000.0	0.0	2.0	2.0
2340099	BT7	B02	1402.3	0.0	2.0	2.0
2400004	BT9	B02	3552.6	475.6	2.0	4.0
2400005	AP5	A02	0.2	54.4	3.0	3.0
2400006	AP4	A02	1.4	78.3	1.0	3.0
2E90001	AP6	A03	1.1	26.6	2.0	2.0
2E90002	AP6	A03	0.7	16.5	2.0	2.0
3010007	BT9	B02	2690.3	235.2	4.0	4.0
3010008	BT9	B02	4924.9	624.2	1.0	4.0
3010009	BT8	B02	55.2	385.8	1.0	4.0
3010036	BT10	B02	0.5	303.9	4.0	4.0
3010038	BT7	B02	125.1	112.2	2.0	2.0
3020031	BT2	B01	16370.2	923.3	4.0	4.0
3020035	AP1	A02	1637.7	408.4	4.0	4.0
3020037	AP2	A02	1.0	35.2	1.0	4.0
3020040	AP1	A02	1282.9	52.5	1.0	4.0
3020042	AP3	A02	1.7	0.0	2.0	4.0
3020073	AP2	A02	0.7	25.8	4.0	4.0
3020081	AP1	A02	1642.7	688.3	4.0	4.0
3020082	AP1	A02	352.3	313.1	3.0	4.0
3020176	AP2	A02	1.1	42.8	2.0	4.0
3020177	AP1	A02	1.6	131.1	4.0	4.0
3020187	AP4	A02	0.6	0.6	1.0	3.0
3020243	BT3	B01	16370.2	923.3	3.0	4.0
3030003	BT10	B01	7566.1	330.2	3.0	4.0
3030023	BT2	B01	38269.8	582.1	3.0	4.0
3030026	BT2	B01	12448.9	251.1	3.0	4.0
3030031	BT8	B01	316.3	114.1	2.0	3.0
3030038	BT6	B01	1339.0	0.0	4.0	4.0
3030041	AP4	A02	0.0	26.6	2.0	3.0
3030094	AP4	A02	2.6	10.0	1.0	3.0
3030096	BT6	B01	4023.4	4.1	2.0	4.0
3030108	BT8	B01	1643.4	13.1	2.0	3.0
3030123	BT2	B01	28696.4	582.1	4.0	4.0
3030199	AP3	A02	2.6	78.1	2.0	4.0
3040007	BT5	B01	1668.0	38.5	3.0	3.0
3040009	BT2	B01	4663.8	522.1	3.0	4.0
3040010	BT2	B01	2247.3	471.8	2.0	4.0
3040012	BT2	B01	2172.8	263.0	1.0	4.0
3040013	BT5	B01	0.7	11.8	2.0	3.0

BQMA_I D	Groupe éco- physiographi- que	Écoregion et région naturelle	POULTRY	SHEEP	EMBANK	WIDTH
3040015	BT8	B01	1736.6	259.5	2.0	3.0
3040017	BT2	B01	3917.4	522.1	2.0	4.0
3090001	BT4	B01	4.5	248.8	4.0	4.0
3090002	BT4	B01	0.2	90.0	1.0	4.0
3090003	BT4	B01	3.0	115.2	3.0	4.0
3090005	BT4	B01	0.0	9.1	2.0	4.0
3090009	BT4	B01	0.1	7.9	2.0	4.0
3090046	BT5	B01	0.2	42.0	2.0	3.0
3090047	BT5	B01	0.0	0.0	1.0	3.0
3110003	BT5	B01	2.3	0.1	3.0	3.0
4010002	BT4	B01	84.4	4.1	3.0	4.0
4010008	BT3	B01	60.3	3.0	2.0	4.0
4010010	C4	C05	0.0	0.0	4.0	4.0
4020001	C4	C04	2.0	34.3	4.0	4.0
4020103	C4	C04	0.0	0.0	3.0	4.0
4040001	BT1	B03	1.7	207.7	3.0	4.0
4040039	C1	C04	0.0	0.0	4.0	4.0
4060001	C4	C04	2.2	18.6	3.0	4.0
4060004	C4	C04	14.5	89.0	3.0	4.0
4080003	BT1	B03	0.0	0.0	4.0	4.0
4080223	C4	C04	0.0	0.0	4.0	4.0
4640003	BT5	B01	565.1	61.5	3.0	3.0
5010007	BT1	B02	1815.5	50.9	4.0	4.0
5010012	BT1	B02	152.9	18.8	4.0	3.0
5010014	BT1	B02	241.6	32.0	4.0	4.0
5010386	C3	C08	0.0	0.0	4.0	4.0
5030001	BT1	B02	3.4	0.0	3.0	4.0
5030113	C1	C08	0.0	0.0	4.0	3.0
5030114	BT1	B02	3.3	0.0	2.0	3.0
5040006	BT1	B02	0.0	0.0	4.0	3.0
5040007	BT3	B02	0.1	6.6	3.0	4.0
5040113	BT3	B02	0.0	2.5	3.0	4.0
5040116	BT3	B02	0.0	6.6	3.0	4.0
5040139	C2	C10	0.0	0.0	2.0	3.0
5080004	C3	C10	0.0	0.0	2.0	4.0
5080006	BT3	B02	0.5	0.0	4.0	4.0
5090002	BT3	B02	2.4	0.0	2.0	4.0
5090003	C2	C10	0.2	0.0	2.0	3.0
5090016	C2	C10	0.0	0.0	3.0	4.0
5220001	BT8	B01	7154.2	61.0	4.0	3.0
5220003	BT3	B01	15087.3	171.1	4.0	4.0
5220004	BT3	B01	8020.7	65.3	4.0	4.0
5220005	BT4	B01	3321.3	1.9	4.0	4.0
5220006	BT4	B01	2258.7	0.0	4.0	4.0
5220012	BT8	B01	1228.1	104.0	4.0	4.0
5220017	C2	C05	0.0	0.0	2.0	3.0
5220063	BT5	B01	30.1	0.0	4.0	3.0
5220239	BT5	B01	0.0	0.0	4.0	2.0
5220240	BT5	B01	435.4	4.3	2.0	2.0
5220241	BT5	B01	0.0	0.0	3.0	2.0
5220249	BT5	B01	0.0	0.0	3.0	2.0
5230001	BT5	B01	941.4	0.0	2.0	3.0
5240001	BT2	B01	22588.4	15.0	2.0	4.0
5260003	BT2	B01	2406.1	0.0	3.0	4.0
5260015	C1	C08	1308.0	0.0	2.0	4.0
5280001	BT2	B01	4229.8	33.9	3.0	4.0
5280019	C5	C08	0.0	0.0	4.0	4.0
5280020	C1	C08	0.0	0.0	3.0	4.0
QC1	BT5	B02	33.7	0.8	2.0	3.0
QC2	BT7	B02	0.0	12.3	2.0	2.0
QC3	BT9	B02	0.5	0.3	4.0	4.0
QC4	BT5	B02	0.0	0.0	1.0	2.0

ANNEXE P

Composition détaillée des relevés composant chaque groupe éco-physiographique et leurs relevés de références associés

SURVEY ID	BOMA ID	ÉCORÉGION	Groupe Éco-physiographique	SOM fail tot	Survey (relevés) de référence
2029	1170001	Appalaches	AP1	7	2029, 2030, 4030, 2042, 2063
4029	1170001	Appalaches	AP1	7	2029, 2030, 4030, 2042, 2063
2030	1170022	Appalaches	AP1	9	2029, 2030, 4030, 2042, 2063
4030	1170022	Appalaches	AP1	7	2029, 2030, 4030, 2042, 2063
2042	2340006	Appalaches	AP1	7	2029, 2030, 4030, 2042, 2063
4042	2340006	Appalaches	AP1	7	2029, 2030, 4030, 2042, 2063
2061	3020035	Appalaches	AP1	6	2029, 2030, 4030, 2042, 2063
4061	3020035	Appalaches	AP1	2	2029, 2030, 4030, 2042, 2063
2063	3020040	Appalaches	AP1	7	2029, 2030, 4030, 2042, 2063
4063	3020040	Appalaches	AP1	10	2029, 2030, 4030, 2042, 2063
2066	3020081	Appalaches	AP1	6	2029, 2030, 4030, 2042, 2063
2067	3020082	Appalaches	AP1	6	2029, 2030, 4030, 2042, 2063
4067	3020082	Appalaches	AP1	7	2029, 2030, 4030, 2042, 2063
2069	3020177	Appalaches	AP1	6	2029, 2030, 4030, 2042, 2063
4069	3020177	Appalaches	AP1	6	2029, 2030, 4030, 2042, 2063
2062	3020037	Appalaches	AP2	7	2065, 4065, 2062, 2064, 4064
4062	3020037	Appalaches	AP2	7	2065, 4065, 2062, 2064, 4064
2065	3020073	Appalaches	AP2	7	2065, 4065, 2062, 2064, 4064
4065	3020073	Appalaches	AP2	7	2065, 4065, 2062, 2064, 4064
2068	3020176	Appalaches	AP2	5	2065, 4065, 2062, 2064, 4064
4068	3020176	Appalaches	AP2	7	2065, 4065, 2062, 2064, 4064
2064	3020042	Appalaches	AP3	7	2065, 4065, 2062, 2064, 4064
4064	3020042	Appalaches	AP3	7	2065, 4065, 2062, 2064, 4064
2083	3030199	Appalaches	AP3	1	2065, 4065, 2062, 2064, 4064
4083	3030199	Appalaches	AP3	1	2065, 4065, 2062, 2064, 4064
2052	2400006	Appalaches	AP4	6	2070, 4070, 2078
4052	2400006	Appalaches	AP4	6	2070, 4070, 2078
2070	3020187	Appalaches	AP4	7	2070, 4070, 2078
4070	3020187	Appalaches	AP4	7	2070, 4070, 2078
2078	3030041	Appalaches	AP4	7	2070, 4070, 2078
2079	3030094	Appalaches	AP4	6	2070, 4070, 2078
4079	3030094	Appalaches	AP4	6	2070, 4070, 2078
2031	2250002	Appalaches	AP5	9	4040, 2040, 2031, 4031, 4173
4031	2250002	Appalaches	AP5	9	4040, 2040, 2031, 4031, 4173
2032	2250005	Appalaches	AP5	11	4040, 2040, 2031, 4031, 4173
4032	2250005	Appalaches	AP5	1	4040, 2040, 2031, 4031, 4173
4172	2260004	Appalaches	AP5	1	4040, 2040, 2031, 4031, 4173
4173	2260005	Appalaches	AP5	10	4040, 2040, 2031, 4031, 4173
4174	2260006	Appalaches	AP5	5	4040, 2040, 2031, 4031, 4173
2040	2330010	Appalaches	AP5	9	4040, 2040, 2031, 4031, 4173
4040	2330010	Appalaches	AP5	9	4040, 2040, 2031, 4031, 4173
2048	2340086	Appalaches	AP5	3	4040, 2040, 2031, 4031, 4173
4051	2400005	Appalaches	AP5	2	4040, 2040, 2031, 4031, 4173
2053	2E90001	Appalaches	AP6	2	2054
4053	2E90001	Appalaches	AP6	2	2054
2054	2E90002	Appalaches	AP6	3	2054

2041	2340004	Appalaches	AP7	7	2041, 2029, 2030, 4030, 2042, 2063
4041	2340004	Appalaches	AP7	9	2041, 2029, 2030, 4030, 2042, 2063
2043	2340014	Appalaches	AP7	6	2041, 2029, 2030, 4030, 2042, 2063
4043	2340014	Appalaches	AP7	6	2041, 2029, 2030, 4030, 2042, 2063
2105	4040001	Basses-Terres	BT1	4	2124, 4124, 2127, 4127, 2109, 4109
4105	4040001	Basses-Terres	BT1	7	2124, 4124, 2127, 4127, 2109, 4109
2109	4080003	Basses-Terres	BT1	9	2124, 4124, 2127, 4127, 2109, 4109
4109	4080003	Basses-Terres	BT1	9	2124, 4124, 2127, 4127, 2109, 4109
2124	5010007	Basses-Terres	BT1	7	2124, 4124, 2127, 4127, 2109, 4109
4124	5010007	Basses-Terres	BT1	9	2124, 4124, 2127, 4127, 2109, 4109
2125	5010012	Basses-Terres	BT1	11	2124, 4124, 2127, 4127, 2109, 4109
4125	5010012	Basses-Terres	BT1	11	2124, 4124, 2127, 4127, 2109, 4109
2127	5010014	Basses-Terres	BT1	9	2124, 4124, 2127, 4127, 2109, 4109
4127	5010014	Basses-Terres	BT1	9	2124, 4124, 2127, 4127, 2109, 4109
2129	5030001	Basses-Terres	BT1	4	2124, 4124, 2127, 4127, 2109, 4109
4129	5030001	Basses-Terres	BT1	10	2124, 4124, 2127, 4127, 2109, 4109
2002	5030114	Basses-Terres	BT1	4	2124, 4124, 2127, 4127, 2109, 4109
4175	5040006	Basses-Terres	BT1	1	2124, 4124, 2127, 4127, 2109, 4109
2044	2340033	Basses-Terres	BT10	5	2044, 4044, 2140, 4140, 4076
4044	2340033	Basses-Terres	BT10	6	2044, 4044, 2140, 4140, 4076
2058	3010036	Basses-Terres	BT10	4	2044, 4044, 2140, 4140, 4076
2072	3030003	Basses-Terres	BT10	3	2044, 4044, 2140, 4140, 4076
4072	3030003	Basses-Terres	BT10	2	2044, 4044, 2140, 4140, 4076
2060	3020031	Basses-Terres	BT2	6	2088, 4088
2074	3030023	Basses-Terres	BT2	1	2088, 4088
4074	3030023	Basses-Terres	BT2	2	2088, 4088
2075	3030026	Basses-Terres	BT2	4	2088, 4088
4075	3030026	Basses-Terres	BT2	11	2088, 4088
2082	3030123	Basses-Terres	BT2	4	2088, 4088
4082	3030123	Basses-Terres	BT2	2	2088, 4088
2086	3040009	Basses-Terres	BT2	4	2088, 4088
4086	3040009	Basses-Terres	BT2	11	2088, 4088
2087	3040010	Basses-Terres	BT2	4	2088, 4088
4087	3040010	Basses-Terres	BT2	4	2088, 4088
2088	3040012	Basses-Terres	BT2	7	2088, 4088
4088	3040012	Basses-Terres	BT2	6	2088, 4088
2091	3040017	Basses-Terres	BT2	4	2088, 4088
2153	5240001	Basses-Terres	BT2	1	2088, 4088
4153	5240001	Basses-Terres	BT2	3	2088, 4088
2154	5260003	Basses-Terres	BT2	5	2088, 4088
4154	5260003	Basses-Terres	BT2	1	2088, 4088
2156	5280001	Basses-Terres	BT2	6	2088, 4088
4156	5280001	Basses-Terres	BT2	1	2088, 4088
2071	3020243	Basses-Terres	BT3	4	2131, 4131, 2135
4071	3020243	Basses-Terres	BT3	2	2131, 4131, 2135
2101	4010008	Basses-Terres	BT3	3	2131, 4131, 2135
4101	4010008	Basses-Terres	BT3	1	2131, 4131, 2135
2130	5040007	Basses-Terres	BT3	8	2131, 4131, 2135
4130	5040007	Basses-Terres	BT3	8	2131, 4131, 2135
2131	5040113	Basses-Terres	BT3	9	2131, 4131, 2135
4131	5040113	Basses-Terres	BT3	9	2131, 4131, 2135
2132	5040116	Basses-Terres	BT3	8	2131, 4131, 2135
4132	5040116	Basses-Terres	BT3	8	2131, 4131, 2135

2135	5080006	Basses-Terres	BT3	9	2131, 4131, 2135
4135	5080006	Basses-Terres	BT3	8	2131, 4131, 2135
2136	5090002	Basses-Terres	BT3	6	2131, 4131, 2135
2141	5220003	Basses-Terres	BT3	3	2131, 4131, 2135
4141	5220003	Basses-Terres	BT3	3	2131, 4131, 2135
2142	5220004	Basses-Terres	BT3	1	2131, 4131, 2135
4142	5220004	Basses-Terres	BT3	1	2131, 4131, 2135
2092	3090001	Basses-Terres	BT4	11	2096, 4096
2093	3090002	Basses-Terres	BT4	11	2096, 4096
4093	3090002	Basses-Terres	BT4	2	2096, 4096
2094	3090003	Basses-Terres	BT4	3	2096, 4096
4094	3090003	Basses-Terres	BT4	4	2096, 4096
2095	3090005	Basses-Terres	BT4	11	2096, 4096
4095	3090005	Basses-Terres	BT4	11	2096, 4096
2096	3090009	Basses-Terres	BT4	7	2096, 4096
4096	3090009	Basses-Terres	BT4	5	2096, 4096
2100	4010002	Basses-Terres	BT4	11	2096, 4096
4100	4010002	Basses-Terres	BT4	4	2096, 4096
2143	5220005	Basses-Terres	BT4	1	2096, 4096
2144	5220006	Basses-Terres	BT4	1	2096, 4096
4144	5220006	Basses-Terres	BT4	1	2096, 4096
2085	3040007	Basses-Terres	BT5	1	2098, 4176
4085	3040007	Basses-Terres	BT5	1	2098, 4176
2089	3040013	Basses-Terres	BT5	11	2098, 4176
4089	3040013	Basses-Terres	BT5	3	2098, 4176
2097	3090046	Basses-Terres	BT5	4	2098, 4176
4097	3090046	Basses-Terres	BT5	3	2098, 4176
2098	3090047	Basses-Terres	BT5	5	2098, 4176
2099	3110003	Basses-Terres	BT5	1	2098, 4176
2123	4640003	Basses-Terres	BT5	2	2098, 4176
4123	4640003	Basses-Terres	BT5	3	2098, 4176
2147	5220063	Basses-Terres	BT5	3	2098, 4176
2148	5220239	Basses-Terres	BT5	11	2098, 4176
2149	5220240	Basses-Terres	BT5	11	2098, 4176
2150	5220241	Basses-Terres	BT5	3	2098, 4176
2152	5230001	Basses-Terres	BT5	3	2098, 4176
4152	5230001	Basses-Terres	BT5	3	2098, 4176
4176	QC1	Basses-Terres	BT5	10	2098, 4176
4179	QC4	Basses-Terres	BT5	10	2098, 4176
2034	2300002	Basses-Terres	BT7	11	4177
2035	2300003	Basses-Terres	BT7	4	4177
2036	2300004	Basses-Terres	BT7	2	4177
2037	2300005	Basses-Terres	BT7	3	4177
2047	2340051	Basses-Terres	BT7	3	4177
4047	2340051	Basses-Terres	BT7	2	4177
2049	2340099	Basses-Terres	BT7	4	4177
2059	3010038	Basses-Terres	BT7	3	4177
4059	3010038	Basses-Terres	BT7	2	4177
4177	QC2	Basses-Terres	BT7	6	4177
2057	3010009	Basses-Terres	BT8	4	2140, 4140
4057	3010009	Basses-Terres	BT8	1	2140, 4140
2076	3030031	Basses-Terres	BT8	4	2140, 4140
4076	3030031	Basses-Terres	BT8	5	2140, 4140

2081	3030108	Basses-Terres	BT8	3	2140, 4140
4081	3030108	Basses-Terres	BT8	2	2140, 4140
2090	3040015	Basses-Terres	BT8	4	2140, 4140
4090	3040015	Basses-Terres	BT8	4	2140, 4140
2140	5220001	Basses-Terres	BT8	5	2140, 4140
4140	5220001	Basses-Terres	BT8	5	2140, 4140
2145	5220012	Basses-Terres	BT8	1	2140, 4140
4145	5220012	Basses-Terres	BT8	1	2140, 4140
4170	2260002	Basses-Terres	BT9	1	2038, 4038, 2039, 2056
4171	2260003	Basses-Terres	BT9	1	2038, 4038, 2039, 2056
2033	2300001	Basses-Terres	BT9	4	2038, 4038, 2039, 2056
2038	2310004	Basses-Terres	BT9	6	2038, 4038, 2039, 2056
4038	2310004	Basses-Terres	BT9	6	2038, 4038, 2039, 2056
2039	2330001	Basses-Terres	BT9	5	2038, 4038, 2039, 2056
4039	2330001	Basses-Terres	BT9	11	2038, 4038, 2039, 2056
2045	2340034	Basses-Terres	BT9	3	2038, 4038, 2039, 2056
4045	2340034	Basses-Terres	BT9	2	2038, 4038, 2039, 2056
2050	2400004	Basses-Terres	BT9	6	2038, 4038, 2039, 2056
4050	2400004	Basses-Terres	BT9	6	2038, 4038, 2039, 2056
2055	3010007	Basses-Terres	BT9	4	2038, 4038, 2039, 2056
2056	3010008	Basses-Terres	BT9	5	2038, 4038, 2039, 2056
4056	3010008	Basses-Terres	BT9	6	2038, 4038, 2039, 2056
4178	QC3	Basses-Terres	BT9	2	2038, 4038, 2039, 2056
2106	4040039	Bouclier canadien	C1	9	4020, 2106, 4106
4106	4040039	Bouclier canadien	C1	9	4020, 2106, 4106
2020	5030113	Bouclier canadien	C1	9	4020, 2106, 4106
4020	5030113	Bouclier canadien	C1	9	4020, 2106, 4106
2155	5260015	Bouclier canadien	C1	7	4020, 2106, 4106
4155	5260015	Bouclier canadien	C1	8	4020, 2106, 4106
2158	5280020	Bouclier canadien	C1	5	4020, 2106, 4106
4158	5280020	Bouclier canadien	C1	10	4020, 2106, 4106
2133	5040139	Bouclier canadien	C2	9	4146, 4138, 4137, 2133
2137	5090003	Bouclier canadien	C2	9	4146, 4138, 4137, 2133
4137	5090003	Bouclier canadien	C2	9	4146, 4138, 4137, 2133
2138	5090016	Bouclier canadien	C2	9	4146, 4138, 4137, 2133
4138	5090016	Bouclier canadien	C2	9	4146, 4138, 4137, 2133
2146	5220017	Bouclier canadien	C2	9	4146, 4138, 4137, 2133
4146	5220017	Bouclier canadien	C2	9	4146, 4138, 4137, 2133
2128	5010386	Bouclier canadien	C3	9	2128, 2134, 4134
2134	5080004	Bouclier canadien	C3	9	2128, 2134, 4134
4134	5080004	Bouclier canadien	C3	9	2128, 2134, 4134
2102	4010010	Bouclier canadien	C4	5	2110, 4110, 2107, 4107
2103	4020001	Bouclier canadien	C4	9	2110, 4110, 2107, 4107
2104	4020103	Bouclier canadien	C4	8	2110, 4110, 2107, 4107
4104	4020103	Bouclier canadien	C4	9	2110, 4110, 2107, 4107
2107	4060001	Bouclier canadien	C4	9	2110, 4110, 2107, 4107
4107	4060001	Bouclier canadien	C4	9	2110, 4110, 2107, 4107
2108	4060004	Bouclier canadien	C4	8	2110, 4110, 2107, 4107
4108	4060004	Bouclier canadien	C4	9	2110, 4110, 2107, 4107
2110	4080223	Bouclier canadien	C4	9	2110, 4110, 2107, 4107
4110	4080223	Bouclier canadien	C4	9	2110, 4110, 2107, 4107
2157	5280019	Bouclier canadien	C5	8	4020, 2106, 4106